

8. IMPACTOS SOBRE LOS RECURSOS EDÁFICOS

V. Ramón Vallejo, Francisco Díaz Fierros y Diego de la Rosa

Contribuyentes

J. A. Alloza, M.T. Barral Silva, F. Gil Sotres, M.C. Leiros de la Peña, F. Moreno,
J. Romanyà, P. Rovira

Revisores

T. Carballas, J. Cortina, J. Fons, J. A. González, F. Gozález-Vila, L. Rojo, M. J. Sanz
P. Loveland, M. Madeira

RESUMEN

Una parte importante de la superficie del territorio español está amenazada actualmente por procesos de desertificación, especialmente por el impacto de los incendios forestales, la pérdida de fertilidad de suelos de regadío por salinización y la erosión. Las proyecciones del cambio climático agravarían dichos problemas de forma generalizada y especialmente en la España de clima mediterráneo seco y semiárido.

Uno de los componentes esenciales de la fertilidad natural de los suelos es su contenido en carbono orgánico. Se estima que las variaciones en dichos contenidos oscilan entre menos de 4 kg C. m⁻² en zonas como el valle del Ebro o la costa sur mediterránea, hasta más de 20 Kg C. m⁻² en las zonas de montaña del norte o noroeste, e incluso pueden alcanzar los 30 Kg C. m⁻² en algunos suelos forestales de Galicia, con lo que en el territorio español se encuentran prácticamente las mismas amplitudes de variación en la acumulación de carbono orgánico que en los suelos a escala mundial. Se estima un valor medio de 6-7 % de pérdida de carbono orgánico por cada grado de aumento en la temperatura, valor que puede aumentar o disminuir según sea el cambio en la precipitación y también según características propias del suelo y sus usos. Los modelos del ciclo del carbono y los estudios de transectos climáticos sugieren una disminución generalizada del carbono orgánico del suelo como consecuencia del aumento de la temperatura y de la sequía proyectados por los modelos de cambio climático, lo cual afectaría de forma negativa a las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos y aumentaría el riesgo de erosión y desertificación. Las zonas donde cabe esperar pérdidas mayores de carbono orgánico serían las más húmedas (N de España) y para los usos de suelos que comportan contenidos en carbono orgánico más elevados (prados y bosques).

Los cambios en los usos y manejo de los suelos ofrecen muchas posibilidades de contrarrestar los efectos negativos que se vislumbran. Entre ellas, la reforestación de yermos y la práctica de una agricultura que a través del adecuado manejo de las técnicas de cultivo, del laboreo, riego y gestión de las enmiendas orgánicas, aumente los contenidos de carbono orgánico de los suelos y su fertilidad, desencadenando un efecto multiplicador en la capacidad de los ecosistemas para fijar carbono atmosférico. La Estrategia Europea de Conservación de Suelos, la Política Agraria Común, con sus medidas agro-ambientales, el Plan Forestal Español y la planificación de los usos de suelos a las diferentes escalas de gestión son instrumentos que deben permitir la conservación de los recursos edáficos y la mitigación de los impactos del cambio climático en el suelo y los ecosistemas asociados.

Una primera necesidad de investigación básica sobre los recursos edáficos es el inventariado de los mismos a una escala útil a la gestión (al menos 1:50.000), sobre el cual plasmar la evaluación de su estado, planificar su gestión y proyectar las tendencias de cambio. En España existen abundantes datos locales sobre caracterización de suelos que ofrecen grandes posibilidades de explotación científica. Estos datos, dispersos y heterogéneos en su estructura, deberían recopilarse y homogeneizarse utilizando como referencia bases de datos universales, tales como la de FAO-CSIC. Finalmente, los estudios a largo plazo de los suelos en estaciones experimentales representativas de los principales tipos y usos de suelos, en la línea de la red de estaciones experimentales permanentes RESEL (Dirección General de Conservación de la Biodiversidad) ya existente, constituiría un referente de gran valor para detectar los cambios en las propiedades de los suelos.

8.1. INTRODUCCIÓN

El suelo soporta la producción primaria en los ecosistemas terrestres. Por lo tanto, la producción de alimentos y fibras para la humanidad depende en gran medida de los recursos edáficos. A las escalas de tiempo humana y ecológica, el recurso suelo es no renovable, por lo que su conservación es un factor crítico para garantizar las demandas crecientes de alimentos en el mundo.

Los suelos pueden ser fuente y sumidero de carbono (C). Por lo tanto, los suelos contribuyen a la regulación del ciclo del carbono y sus consecuencias en el cambio climático. El cambio de usos del suelo es la fuerza motriz que determina el papel fuente o sumidero de C del suelo. La roturación de tierras ha supuesto una pérdida de carbono orgánico (en adelante OC) y el aumento inmediato de las emisiones de carbono, mientras que la reforestación de tierras cultivadas comporta un aumento en el secuestro de carbono. Sin embargo, el secuestro de C por forestación u otros cambios a usos no agrícolas, sólo recupera muy lentamente el OC perdido por el cultivo y las diferencias de escala temporal entre pérdidas antrópicas y recuperación son generalmente de varios órdenes de magnitud. Por otra parte, las propiedades de los suelos son sensibles al cambio climático. Las predicciones de los modelos de circulación global para la cuenca Mediterránea, que comportarían una acentuación de la sequía, aumentarían el riesgo de intensificación de los procesos de desertificación.

Gran parte de los impactos del cambio climático en los suelos están mediatizados por el OC edáfico. En suelos minerales, la relación aproximada entre materia orgánica y C orgánico del suelo (OC) es $1,724 \times \% \text{ OC} = \% \text{ materia orgánica}$. El aumento de temperatura incidiría en una mayor tasa de descomposición del OC. El aumento de la sequía tendría un efecto contrario. El posible aumento de la productividad vegetal debido al efecto fertilizador de un aumento del CO_2 atmosférico comportaría aumento de los aportes de OC al suelo, especialmente en cultivos intensivos (sin limitaciones hídricas ni nutricionales). En ecosistemas naturales en los que la productividad está limitada por la escasez de N, la fertilización por contaminación atmosférica de N puede también comportar un aumento de los aportes de OC al suelo. Por el contrario, la disminución de la productividad por intensificación del estrés hídrico conllevaría pérdidas de OC edáfico. El previsible aumento de los incendios forestales (ver capítulo 12) supondría pérdidas de OC (especialmente de la hojarasca) y aumento del riesgo de erosión. Incrementos en la erosión del suelo suponen pérdida de los horizontes del suelo más ricos en OC. En zonas donde los incendios forestales son un fenómeno recurrente, como en la cuenca mediterránea, la producción de formas altamente estables de OC durante la combustión de biomasa puede contribuir a la estabilización de C a medio plazo. Todos estos procesos no son mutuamente excluyentes y la interacción entre algunos de ellos puede tener un efecto multiplicador.

El OC interviene en la fertilidad y productividad natural de los suelos: 1) como fuente de macronutrientes, especialmente N y P; 2) sustrato de la actividad microbiana del suelo; 3) el OC humificado contribuye en gran medida a la capacidad de retención de nutrientes y sustancias contaminantes (capacidad de intercambio catiónico y aniónico); 4) las sustancias húmicas de menor peso molecular (ácidos fúlvicos) mejoran la solubilidad de algunos micronutrientes esenciales así como de metales tóxicos; 5) es un factor crítico en la estructuración del suelo y su estabilidad y, en consecuencia, de las propiedades físicas que se derivan: capacidad de infiltración de agua, capacidad de retención de agua útil para las plantas, aireación, compactación, erosionabilidad.

Otro proceso que se verá probablemente afectado por el cambio climático es la salinización del suelo. Las proyecciones de aumento de la evapotranspiración y de la sequía comportarán la remontada del nivel freático, la intrusión salina y la acumulación de sales en la zona de enraizamiento del suelo en clima árido y semiárido.

En resumen, los procesos que más afectarían a la pérdida de fertilidad de los suelos españoles y a su degradación son: pérdida en el contenido de OC, disminución de la estabilidad estructural, disminución de la actividad biológica del suelo, aumento del riesgo de erosión, extensión de la salinización. Estos procesos pueden ser mitigados con un adecuado manejo de las técnicas de cultivo, del laboreo, riego y gestión de las enmiendas orgánicas, así como de la reforestación de tierras yermas. En definitiva, las técnicas de reducción del impacto climático en los suelos se dirigen especialmente a aumentar los contenidos de OC de los mismos que, a través de una mejora de su fertilidad, desencadenan así mismo un efecto multiplicador en la capacidad de los ecosistemas para fijar carbono atmosférico y con ello contribuir a la mitigación del cambio climático a largo plazo. Los usos de las tierras probablemente van a cambiar como consecuencia del cambio climático, abriendo oportunidades a nuevos cultivos y variedades adaptados a las nuevas condiciones, incluyendo también los correspondientes cambios en las prácticas agronómicas.

8.2. SENSIBILIDAD AL CLIMA ACTUAL

8.2.1. Características generales de los suelos españoles

Según la cartografía de suelos de España del IGN (1992, tabla 8.1, Fig. 8.1):

- del orden de un 17 % de la superficie corresponde a suelos poco desarrollados, superficiales (gran parte de los Entisoles), generalmente en vertientes, altiplanos y zonas de montaña.
- un 1,6 % suelos de vega, en sentido amplio, fértiles, sobre terrazas fluviales (Fluvents, incluidos en el orden Entisoles).
- un 60% son suelos poco diferenciados pero moderadamente profundos (Inceptisol) y de fertilidad media.
- un 9% de suelos bajo condiciones de clima árido (Aridisoles), incluyendo suelos con acumulaciones de carbonato cálcico, yeso y/o sales.
- Un 9 % de suelos con acumulación de arcillas subsuperficial (Alfisol), fértiles, de los cuales una tercera parte son los suelos rojos típicamente mediterráneos.
- Los suelos ricos en OC, muy fértiles, de tipo Mollisol, sólo suponen un 0,20 % del territorio español.
- Un 1,6 % de suelos muy arcillosos, que se agrietan cuando están secos (Vertisoles) y se dedican mayoritariamente a la agricultura. Los Vertisoles se distribuyen especialmente en Andalucía y Extremadura.
- Los suelos ácidos bien desarrollados (Ultisoles y Spodosoles) sólo ocupan un 0,4 % del territorio, fundamentalmente en el norte de España.
- Finalmente, los suelos orgánicos (Histosol), con un alto contenido en carbono orgánico, son sólo anecdóticos en España (0,04 %) aunque presentan un importante valor ecológico y científico.

8.2.2. Procesos edáficos especialmente sensibles al cambio climático

Se entiende por sensibilidad de los suelos al cambio climático (CC) como la intensidad y extensión de la respuesta generada en las propiedades y procesos edáficos como consecuencia de la modificación en los parámetros del clima.

Propiedades edáficas que pueden ser modificadas por el CC serían el contenido en OC, características de la biota edáfica, regímenes de humedad y térmico y procesos como la erosión, salinización o fertilidad física, química y biológica. Los parámetros climáticos que pueden actuar como factores de estos cambios serían la temperatura, precipitación (cantidad y distribución temporal), así como las propiedades químicas de la atmósfera, especialmente el contenido en dióxido de carbono y compuestos de nitrógeno y azufre.

Tabla 8.1. Relación de órdenes de suelos (USDA 1987) en España. Fuente: IGN 1992 (De la Rosa 2001).

Orden	Unidades	Porcentaje, %	Extensión, ha
Alfisols	368	8,86	4507160,2
Aridisols	411	9,19	4672759,6
Entisols	830	18,90	9613443,7
Histosols	4	0,04	20813,2
Inceptisols	1612	60,73	30891369,6
Mollisols	2	0,21	104746,5
Spodosols	62	0,22	112146,8
Ultisols	5	0,24	121689,9
Vertisols	51	1,62	826275,5
TOTAL	3347	100	50870405,1

SEIS.net (Sistema Español de Información de Suelos en Internet (de la Rosa 2001, <http://www.microleis.com>) recoge en formato manejable la información disponible sobre el estado actual de calidad y degradación de los suelos en España, incluyendo un atlas Digital de Comarcas de Suelos y una Base de Datos de Suelos *on-line*.

**Fig. 8.1.** Mapa de subórdenes de suelos de España, según Soil Taxonomy, USDA 1987); IGN 1992 / SEISnet (De la Rosa 2001).

Muchas propiedades de los suelos tienen bastante inercia frente a variaciones del clima y no son fáciles de detectar frente al fuerte impacto de los usos de suelos y sus cambios, más teniendo en cuenta la gran variabilidad espacial de los suelos. No es posible, por lo tanto, en el estado actual de los conocimientos, determinar las sensibilidades de los suelos españoles a las variaciones del clima actual de una forma precisa y cuantitativa, pero sí se pueden aportar algunos ejemplos donde quedan patentes estas relaciones entre clima y suelo:

a) Mineralización del OC. Teniendo en cuenta que este proceso es dependiente, en primer lugar, del clima edáfico, se puede considerar que dentro de ciertos umbrales a mayor temperatura y mayor número de días del suelo con humedad superior al punto de marchitez, más intensa será la mineralización del OC, por ello la coincidencia del régimen de temperaturas “térmico” con el de humedad “údic” o, incluso, “ústico” (Fig. 8.2) definiría aquellas regiones donde la sensibilidad de los suelos españoles a esta degradación de la materia orgánica sería más elevada en términos de pérdida absoluta de OC. Hay que tener presente que los cambios en la naturaleza (composición) de la materia orgánica pueden ser tan importantes como los cambios en los contenidos totales.

b) Fertilidad física del suelo. Aceptando, como es común, que el umbral del 2,3 % de OC de los suelos define un límite, del que si se desciende se aceleran de forma significativa los procesos de degradación física, se puede considerar que aquellos suelos que tengan valores inferiores a dicho umbral (en el mapa de la Fig.8.7 los que presentan menos de 12 Kg C m^{-2}) serán los más sensibles a la degradación física del suelo e, incluso, por los efectos que tiene esta sobre los procesos biológicos y químicos, sobre el conjunto de la fertilidad. No obstante, dicho umbral debe tomarse como un indicador genérico que no debería aplicarse directamente a la evaluación específica y detallada de los suelos.

c) Erosión del suelo. De acuerdo con la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo, ampliamente utilizada para la predicción de la erosión hídrica, el factor K es el parámetro que define la sensibilidad del suelo a este tipo de degradación. El factor k depende del contenido en OC, la textura y la estructura del suelo, siendo la primera y la última de estas variables sensibles al cambio climático. Cabe asimismo esperar un aumento en la erosión eólica en la medida en que aumente la frecuencia de eventos tempestuosos y disminuya la cubierta vegetal.

d) Salinización. La aridización del clima, combinada con la puesta en regadío en suelos de pobre drenaje, constituye un riesgo de salinización del suelo y, eventualmente, de las aguas de escorrentía.

8.2.3. Usos de suelos

A corto plazo, los cambios de uso del territorio obedecen sobre todo a factores culturales, políticos y socioeconómicos, más que al impacto directo del clima. Sus efectos sobre el suelo pueden ser tanto o más importantes que los del mismo cambio climático (Vitousek 1992). En el último medio siglo, España, como gran parte de Europa, ha sufrido grandes transformaciones del territorio, transformaciones que continúan manifestándose e interaccionarán de forma compleja con los efectos del cambio climático en los suelos.

El abandono de cultivos marginales que se ha ido produciendo durante el siglo XX en España, especialmente a partir de los años 60, reforzado en la última década por la Política Agraria Común de la CE, acompañado por extensas reforestaciones (más de 3 Mha, ICONA 1989), ha dado lugar a un incremento en el secuestro de carbono en vegetación y suelos. La aparición de los grandes incendios forestales a partir de mediados de los 70 debe haber contrarrestado, en parte, esta acumulación de carbono, en la medida que los incendios incontrolados suelen consumir parte del sotobosque, parte de las ramas finas de los árboles y la hojarasca (del

orden del 65 % del C contenido en el conjunto de dichas fracciones en un incendio experimental de elevada intensidad, Serrasolses y Vallejo 1999).

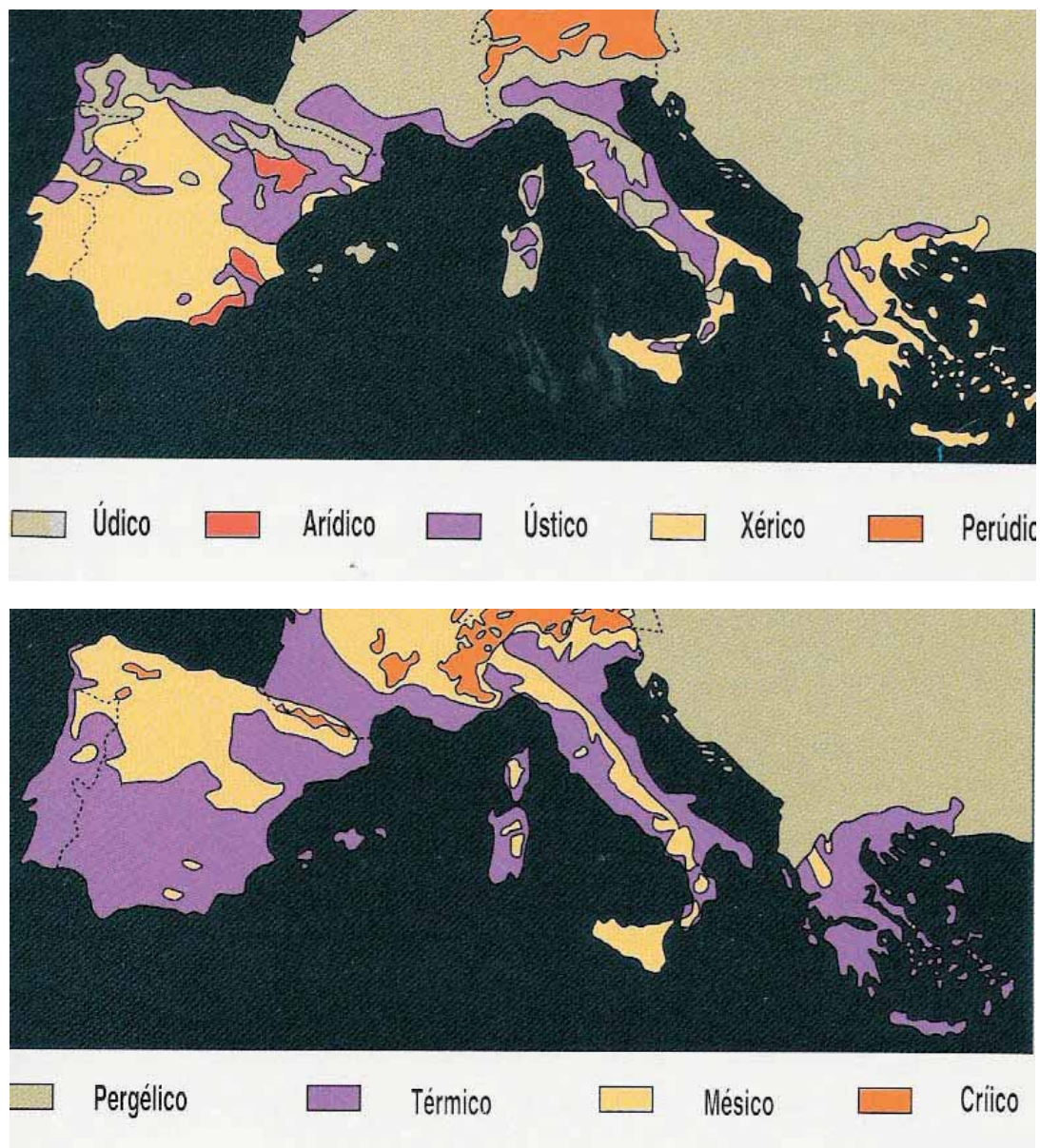


Fig. 8.2. Regímenes de humedad (arriba) y de temperatura (abajo) según los criterios de la Soil Taxonomy para el sur de Europa. Adaptado del Mapa de Suelos de las Comunidades Europeas 1:1.000.000 (CEC 1985).

Según datos de la Agencia Europea del Medio Ambiente España, después de Francia, es uno de los países europeos que más territorio agrícola ha perdido durante los años noventa (1,8% de su territorio). Una parte significativa del territorio se ha dedicado a la urbanización (0,3%) mientras que el resto (1,5%) se ha transformado en territorio forestal (básicamente en ecosistemas de regeneración natural y en plantaciones forestales). La reducción de tierras de cultivo por urbanización se concentra especialmente a lo largo de la costa y cerca de las

grandes áreas metropolitanas. En este caso aparece el problema del sellado del suelo que produce la destrucción física de los suelos o modifica profundamente sus propiedades físicas, químicas y biológicas. Además, el sellado puede ocasionar problemas hidrológicos, incrementos locales de temperatura, cambios en los niveles freáticos, mayor movilidad de los contaminantes y sobrecarga en los cursos de agua, especialmente durante las lluvias torrenciales. Donde las aguas contaminadas alcanzan estuarios y zonas costeras pueden producir su degradación, en relación directa con los procesos degradativos del suelo.

Los cuatro escenarios económicos del IPCC conllevan predicciones sobre cambios de usos de suelos entre 1990-2050. Se pueden resumir en los aspectos que afectan a los usos de suelos como sigue:

- A1 (rápido crecimiento económico): disminución ligera de tierras cultivadas, aumento de pastos. Disminución de bosques y otros usos. Este escenario supone que se mantienen las tendencias anteriores en los cambios de usos de suelos, gobernadas por las fuerzas económicas.
- A2 (identidades locales). No se han desarrollado explícitamente cambios de usos de suelos en este escenario.
- B1 (economía de servicios e información): disminución más ligera que en A1 de la superficie cultivada, disminución de pastos y aumento de bosques y otros usos.
- B2 (economías locales, sostenibilidad): aumento importante de los cultivos y pastos, disminución de bosques y fuerte disminución de otros usos.

Estos escenarios no discriminan la localización de los cambios, que evidentemente variará geográficamente. En Europa (y España), los escenarios económicos A1 y B1 comportarían a medio plazo la continuidad del lento abandono de tierras agrícolas marginales. Probablemente, a pesar de las predicciones de A1 y B2, los bosques aumentarían su superficie a partir de la colonización de cultivos abandonados. Por lo tanto, sería interesante considerar las opciones que contemplan la gestión adecuada de las tierras marginales abandonadas y a la restauración forestal.

8.2.4. Desertificación

España es uno de los países afectados por procesos de desertificación (Convenio de las Naciones Unidas de Lucha Contra la Desertificación, Anexo IV) fomentados por las actividades humanas bajo condiciones de aridez (Fig. 8.3). Las cuencas afectadas por la desertificación se definen a partir de las estimaciones de la erosión del suelo, la superficie afectada por incendios forestales, el grado de explotación de los recursos hídricos y la sequía (ver borrador del Programa de Acción Nacional contra la Desertificación, PAND, del MMA). Dos componentes fundamentales de la desertificación en España son la erosión (Fig. 8.4) y la salinización del suelo. En el momento presente, se reconoce que un 31,5 % de la superficie española está afectada gravemente por la desertificación (PAND, MMA). Según las mismas fuentes, un 42 % de la superficie nacional estaría por encima de los límites de erosión tolerables y afectaría principalmente a las cuencas del Guadalquivir, Ebro, Tago y Sur (Fig. 8.4). En España, en 1991 se estimaba que los costes directos de la erosión ascendían a 280 millones de € y el coste de las medidas de recuperación exigiría un desembolso de 3.000 millones de € en un periodo de 15-20 años. La erosión hídrica en condiciones mediterráneas es altamente episódica en la actualidad. Por ejemplo, en un complejo de cuencas en condiciones de clima mediterráneo seco en Valencia, sólo se registran 3 a 4 eventos sedimentarios por década, con umbrales de precipitación productiva entre 30 y 60 mm día⁻¹ (S. Bautista, comunicación personal, proyecto europeo SPREAD). Evidentemente, los cambios predichos sobre un aumento de los eventos climáticos extremos en España (Millán et al 2004, en prensa) redundarían en un agravamiento del riesgo de erosión.

Según el mapa de suelos de España IGN 1992 Fig. 8.1), los suelos salinos (*Salorthids*) ocuparían unas 180.000 ha, un 0,35% de la superficie nacional. En la UE, la salinización del suelo afecta a 1 millón de hectáreas, principalmente en los países mediterráneos (C.E. 2002). El problema de la salinización de los suelos afecta en grado severo a un 3 % y bajo alto riesgo a un 15% de los 35.000 km² de regadío existentes en España, especialmente en las cuencas del Guadalquivir, Ebro, Guadiana, Tajo, Sur, y a lo largo de la costa levantina (PAND, MMA).

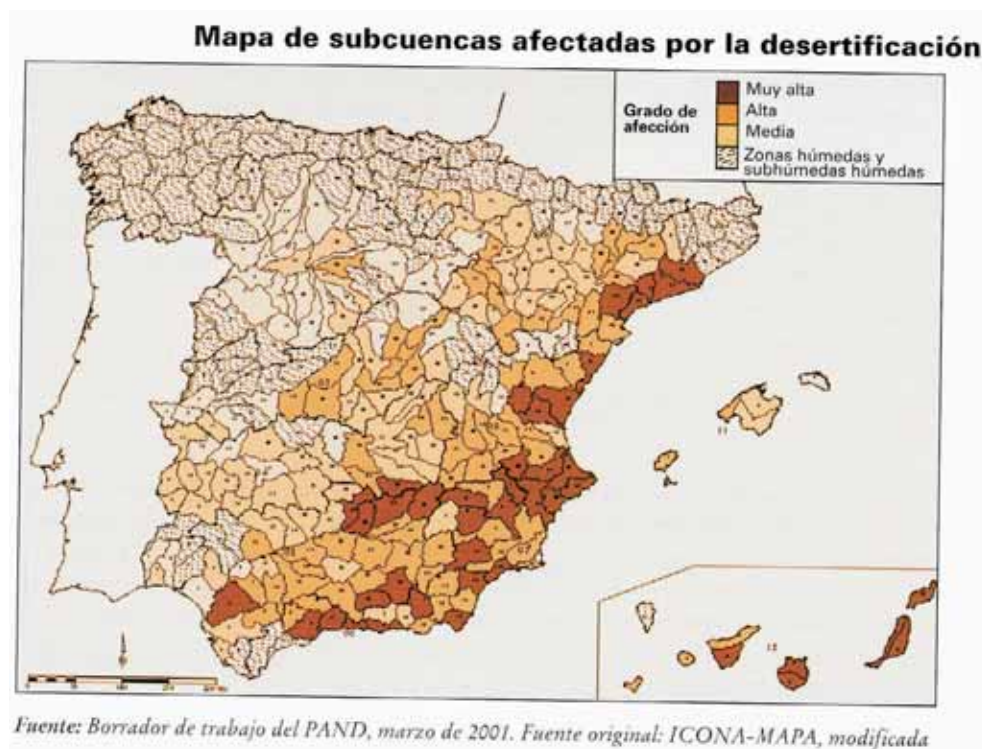


Fig. 8.3. Mapa de subcuencas afectadas por la desertificación en España.

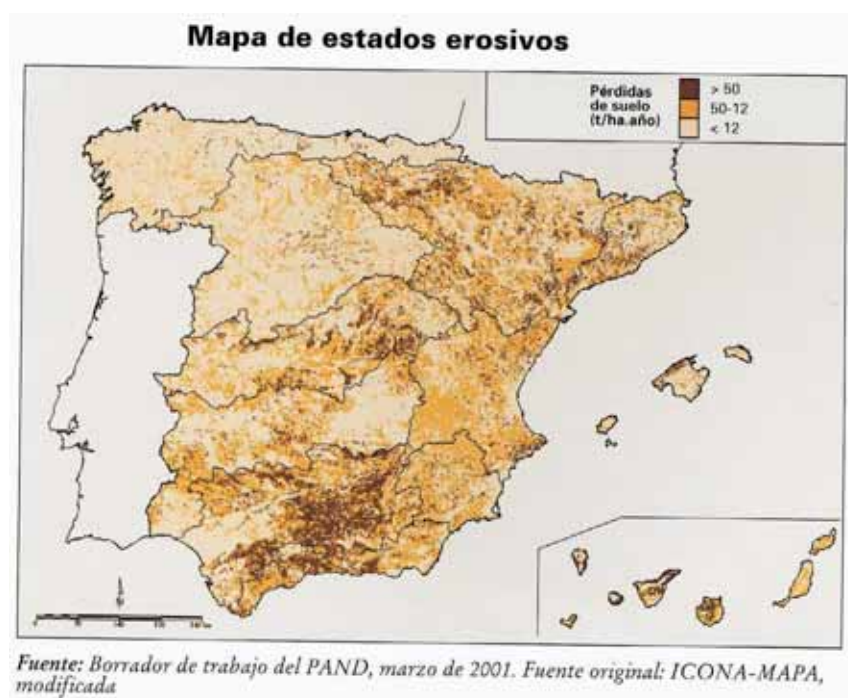


Fig. 8.4. Mapa de estados erosivos de España con las estimaciones de pérdida de suelos.

8.3. IMPACTOS PREVISIBLES DEL CAMBIO CLIMÁTICO

8.3.1. Impactos en la evolución del suelo

La relación de los tipos de suelos con la temperatura, la precipitación y la evapotranspiración es bien conocida. Sin embargo, sólo ciertas propiedades pueden ser alteradas, en cortos espacios de tiempo, por cambios en los factores climáticos, como por ejemplo el contenido en sales solubles. Así cabe esperar que los suelos afectados por la salinidad cambien su distribución (Salorthids, Soil Taxonomy, de la Fig. 8.1).

Debido a los posibles cambios de temperatura, más acusados en las zonas de mayor latitud, la pérdida de materia orgánica en suelos de turberas puede ser rápida y muy importante (*Histosols* en la Tabla 8.1 y Fig. 8.1). No obstante, el impacto global de tales pérdidas de OC sería poco relevante debido a la poca extensión de turberas en España.

8.3.2. Salinización: en relación con el cambio climático y la intensificación de la agricultura

La salinización de los suelos es probablemente el proceso de degradación más importante en términos de producción de fibra y alimento en los países de clima árido y semiárido. La causa más común de salinización se relaciona con el regadío en áreas con pobre avenamiento, suelos de textura fina, con la utilización de agua con exceso de sales para el riego y con las intrusiones marinas. Los nuevos planes de regadío en zonas sensibles y la intensificación de la agricultura y sobre-explotación de los acuíferos son los agentes causantes de la salinización predominantes en España. El Plan Nacional de Regadíos (Dirección General de Desarrollo Rural 2001) prevé la ampliación de los regadíos en España en el horizonte del 2008.

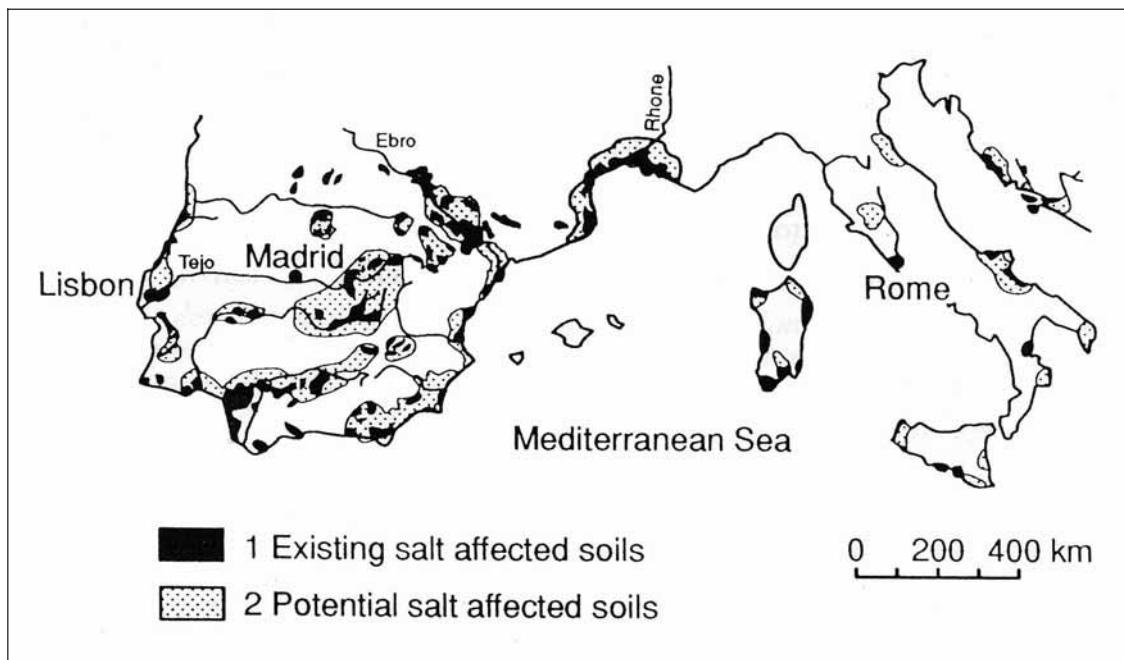


Fig. 8.5. Distribución de los suelos salinos y su expansión potencial como consecuencia del cambio climático (Pérez-Trejo 1992).

El problema de la salinidad se relaciona con la presencia de sales más solubles que el yeso en el suelo, generalmente NaCl y Na₂SO₄ (los sulfatos abundan en zonas del interior). Cuando el

balance hídrico del suelo no produce excedentes de agua (o no se drenan eficazmente, produciéndose encharcamiento), las sales tienden a acumularse en la capa arable, afectando osmóticamente a la absorción de agua por la planta (sequía fisiológica) y produciendo toxicidad. La puesta en regadío en suelos con alto contenido en sales puede agravar el problema si no hay un drenaje adecuado. Esta acumulación de sales, por lo tanto, es característica de climas con una baja relación P/ETP (Precipitación/Evapo-Transpiración Potencial). En la medida en que las proyecciones del cambio climático auguran para España una disminución de dicha relación, cabe esperar que los problemas de salinización se acentúen. Asimismo, la posible subida del nivel del mar agravará los problemas de intrusión marina en los freáticos y de extensión de la salinización en las zonas costeras.

Por lo tanto, la intensificación de la agricultura en las grandes cuencas hidrográficas y en las zonas costeras del E y SE español, acompañada de una aridización del clima, va a producir una expansión grave del problema de la salinización (Fig.8.5), con importantes repercusiones en la reducción de las cosechas y/o fuerte demanda de inversiones para mitigar el problema.

La corrección de los suelos salinos cultivados es difícil y costosa. Las técnicas se basan en el lavado de las sales, utilizando drenajes y agua no salina en gran cantidad, complementado con la utilización de cultivos tolerantes a la salinidad y técnicas de cultivo que minimicen la acumulación de sales en la zona de enraizamiento (por ejemplo el acolchado). En cualquier caso, la corrección de la salinidad en unas tierras siempre traslada el problema (las sales) aguas abajo, al río o las tierras colindantes de cotas inferiores (Vallejo 1999), con la posibilidad de una mayor salinización de las zonas costeras.

En algunos casos, los suelos salinos naturales han sido objeto de proyectos de recuperación para su utilización agrícola. Un ejemplo lo tenemos en las marismas del Guadalquivir, en las que un área de unas 50.000 ha se ha recuperado mediante la instalación de un sistema de drenaje y riego (Grande Covián 1967) y que en la actualidad es utilizada para cultivos de algodón y remolacha azucarera principalmente, con buenos resultados. En esta área, Moreno *et al.* (1995) han realizado estudios sobre la dinámica de sales y agua, mostrando sus resultados el buen funcionamiento del sistema de drenaje y el lavado de sales durante los periodos de cultivo con riego.

8.3.3. Balance de OC

En un contexto mediterráneo, en el que los suelos suelen ser pobres en materia orgánica, su aumento puede favorecer tanto las propiedades físicas como químicas y biológicas de los suelos degradados.

8.3.3.1. Impacto del suelo en el cambio climático

Además de los impactos del cambio climático sobre las propiedades del suelo y su funcionamiento, resulta también del mayor interés conocer la influencia del suelo sobre dicho cambio. La cantidad global de carbono orgánico en el suelo tiene una influencia directa en los niveles de CO₂ atmosférico. Ligeros cambios en el OC, ya sean positivos o negativos, pueden tener un efecto apreciable sobre el CO₂ atmosférico. Por otra parte, en suelos encharcados de forma permanente o temporal, las emisiones de CH₄ (metano) y N₂O (óxido nitroso) también contribuyen al efecto invernadero.

El secuestro del carbono orgánico por los ecosistemas terrestres forma parte de un ciclo biológico muy activo, por lo que una parte importante del carbono actualmente retenido por los suelos puede volver a la atmósfera en un tiempo relativamente corto. De esta forma, el secuestro del carbono por los ecosistemas terrestres se debe considerar como un

almacenamiento temporal más bien que permanente. En este sentido, se estima que los suelos dedicados al cultivo han perdido entre un 20-40% de su OC respecto al que tenían con vegetación natural y se considera que mediante la utilización de prácticas de laboreo de conservación es posible el recuperar en parte los niveles de OC del suelo originarios.

Dentro de los ecosistemas terrestres, el almacenamiento actual de carbono es mucho mayor en los suelos que en la vegetación, particularmente en los ecosistemas no forestados de latitudes medias y altas. Además, el retorno del carbono almacenado a la atmósfera es más lento en el suelo que en la vegetación. También, el carbono retenido en el suelo se encuentra bastante mejor protegido contra los incendios y otras perturbaciones.

8.3.3.2. Contenido en carbono de los suelos españoles

El contenido en carbono del suelo es el resultado del balance entre los procesos de aporte de OC y de mineralización de la misma, ambos dependientes de las condiciones climáticas. A partir de las estimaciones de Tinker y Ineson (1990, retomadas por Bottner *et al.* 1995 para discutir los suelos mediterráneos, Figura 8.6), la distribución del contenido en carbono de los suelos del mundo varía entre menos de 2 kg C m⁻² para los suelos de las zonas subdesérticas hasta más de 30 Kg C m⁻² de las zonas de tundra y bosque húmedo.

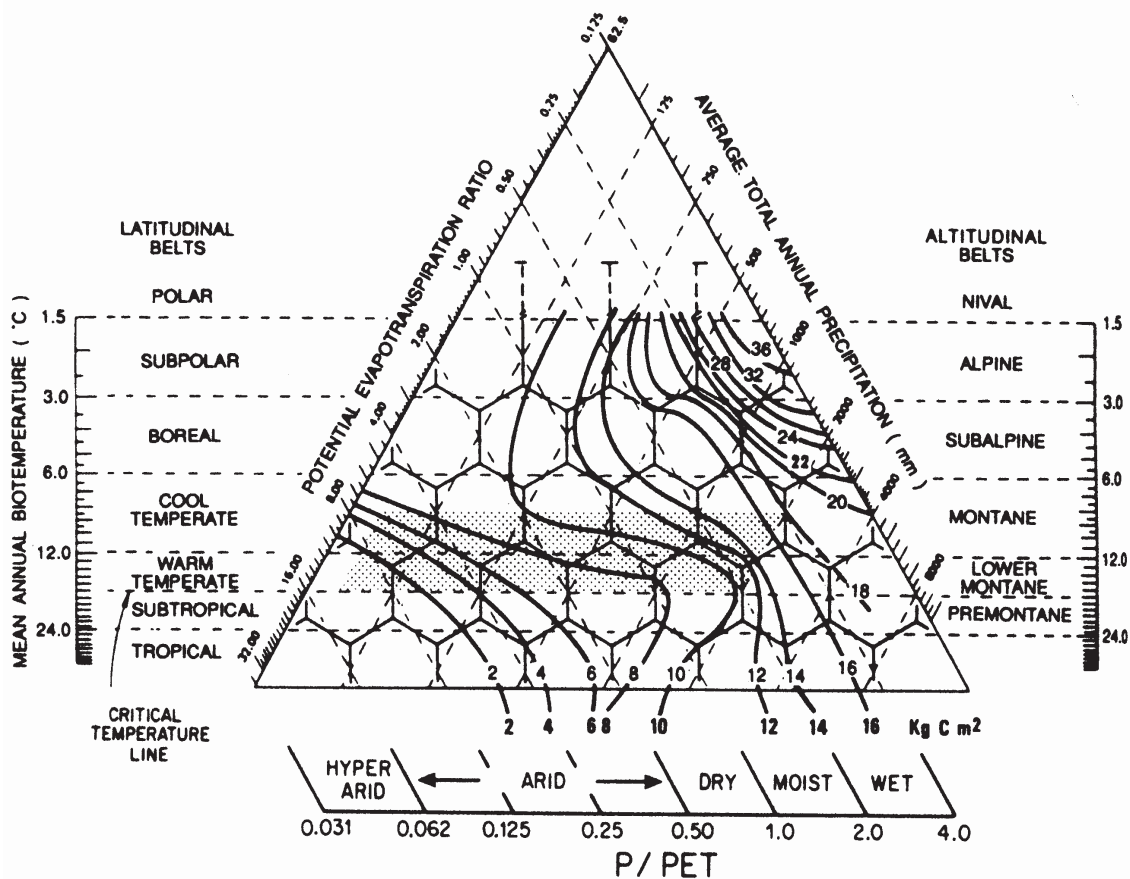


Fig. 8.6. Contenido en carbono orgánico (en Kg. m⁻²) de los suelos del mundo. Bottner *et al.*, 1995. En sombreado, el rango correspondiente a los suelos mediterráneos.

Para España, Rodríguez-Murillo (2001) tomando como base un conjunto de 1.030 perfiles de suelos realiza un estudio de la distribución geográfica de su contenido en carbono, construyendo un mapa (Figura 8.7) en donde estima que las variaciones oscilan desde menos

de 4 kg C m^{-2} en zonas como el valle del Ebro o la costa sur mediterránea, hasta más de 20 Kg C m^{-2} en las zonas de montaña del norte o noroeste. En el mismo sentido, para suelos agrícolas, las acumulaciones de carbono orgánico son superiores en suelos españoles de clima atlántico que en los de clima mediterráneo (Fig. 8.8). Barral y Díaz-Fierros (1999) señalaban que los suelos forestales gallegos podían alcanzar los 30 Kg C m^{-2} , con lo que se ponía de manifiesto que en el territorio español se daban prácticamente las mismas amplitudes de variación en la acumulación de OC que en los suelos a escala mundial.

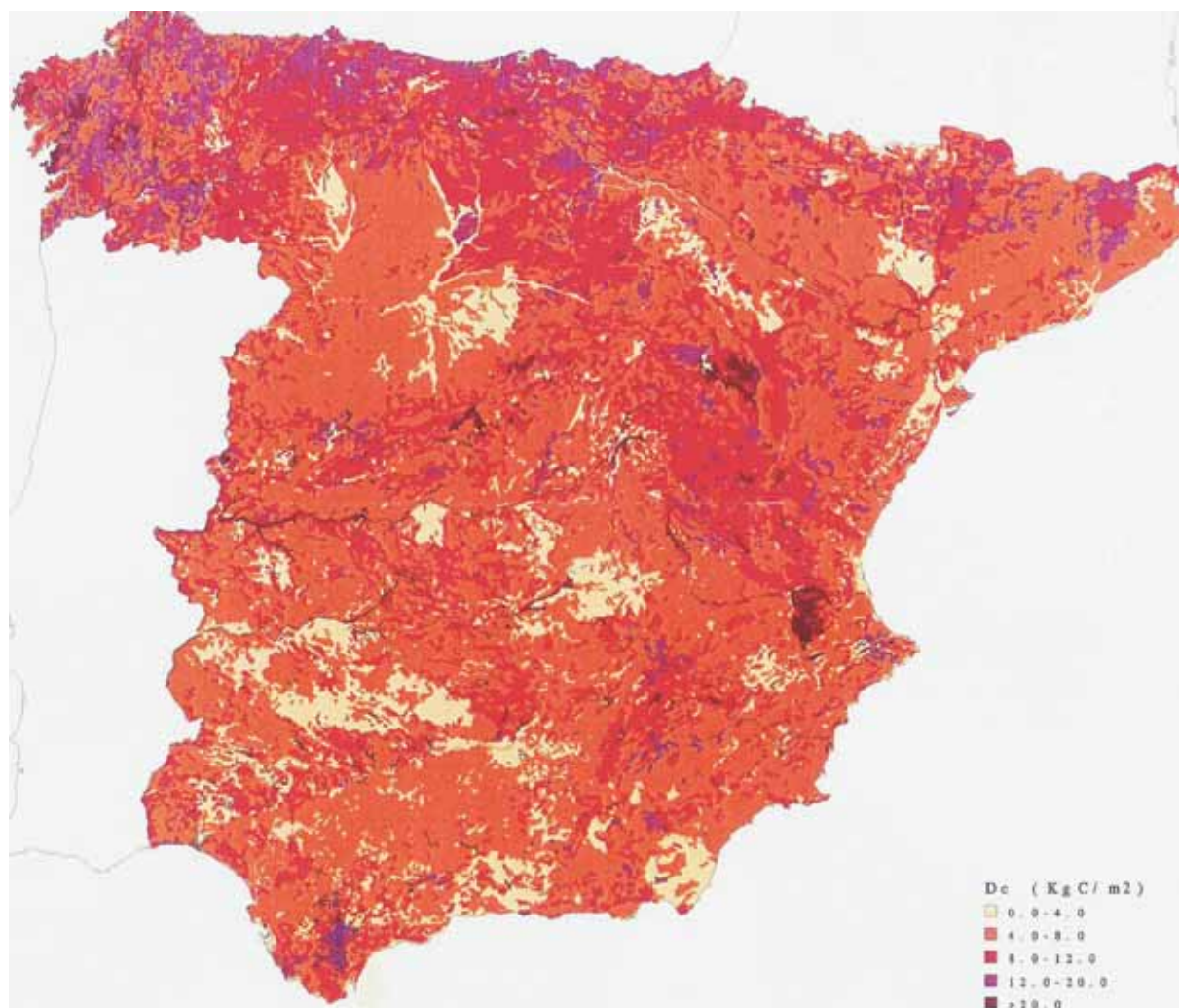


Fig. 8.7. Contenido en carbono orgánico (hasta 1 m de profundidad) en los suelos españoles (Rodríguez-Murillo 2001).

El segundo factor en importancia que regula el contenido en OC es el tipo de uso, así como el manejo a que está sometido el suelo (Tabla 8.2, Fig. 8.9). El mismo estudio de Rodríguez-Murillo (2001) presenta una tabla donde relaciona los principales usos del suelo con su contenido en carbono, encontrando que los de matorral son los que lo presentan en mayor proporción, con un contenido medio de $11,3 \text{ Kg C m}^{-2}$, seguidos de los de bosque caducifolio con valores de $9,36$, mientras que son los cultivos de secano, con $5,08 \text{ Kg C m}^{-2}$ los que lo presentan en menor cantidad. Los sistemas de cultivo que restituyen OC mediante abonado, barbechos, enterrado de residuos de cosechas, etc., mantienen siempre más elevado el contenido orgánico del suelo que aquellos que no lo hacen o realizan quemas de rastrojos, que aceleran la mineralización.

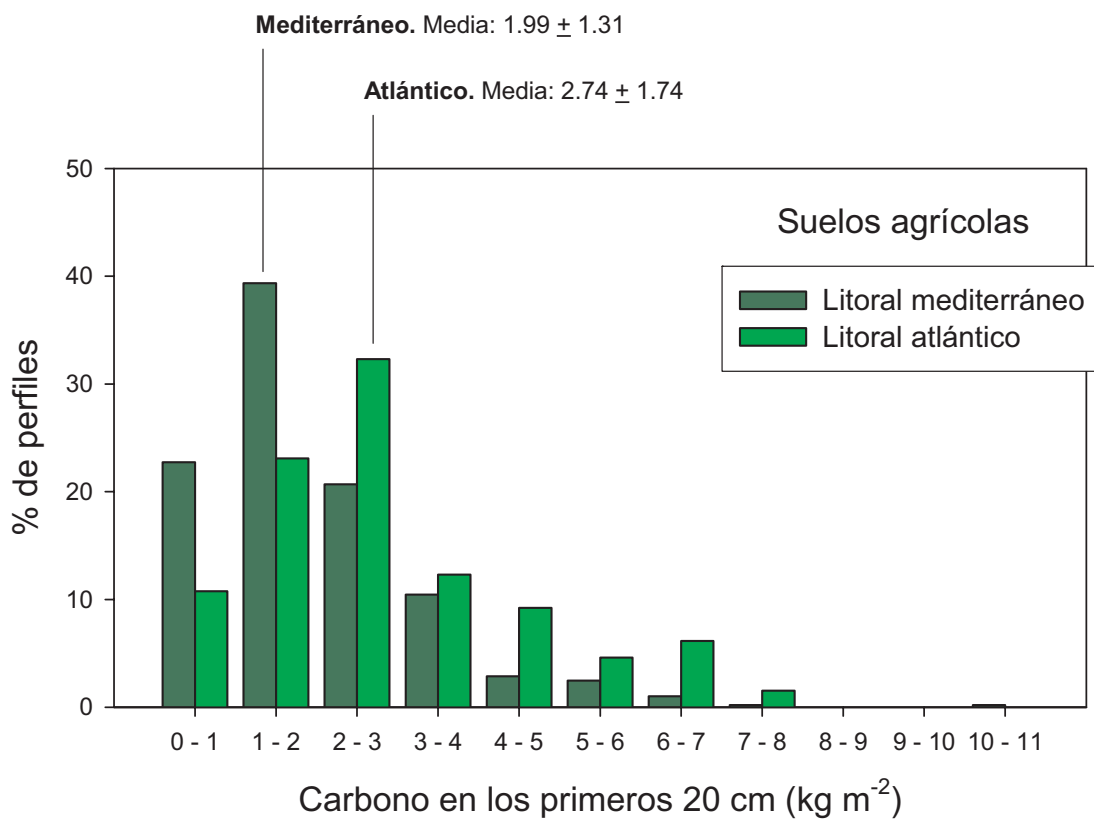


Fig 8.8. Acumulación de carbono en la capa arable de suelos españoles de clima mediterráneo y atlántico. Fuente: Rovira y Vallejo (comunicación personal), Evaluación del C en los suelos del área mediterránea, OECC.

Tabla 8.2. Carbono total bajo los principales usos del suelo en la España Peninsular. Según Rodríguez-Murillo (2001).

Uso del suelo		Superficie Km^2	Carbono kg m^{-2}	Carbono total Tg
Bosques	Coníferas	63 010	7.50	473
	Planifolios	23 991	9.36	225
	Mixto	18 934	12.1	229
	Total	105 935	8.74	926
Matorral		78 492	11.3	890
Matorral + arbolado		40 938	8.20	336
Cultivos secano		121 740	5.08	618
Otros		147 458	6.28	926

8.3.3.3. Efecto del cambio climático sobre el OC del suelo en España

El cambio climático va a ejercer una influencia sobre el contenido en OC del suelo a través de un efecto directo sobre los procesos de acumulación y mineralización y otra indirecta a partir de su influencia sobre los cambios de uso del suelo. Según diferentes estudios, realizados a partir de modelos, es probable que sea más importante la influencia ejercida indirectamente sobre los cambios de uso del suelo que la desarrollada directamente sobre los procesos que regulan el balance de OC del suelo (Parshotam *et al.* 2001). No es posible hacer predicciones precisas sobre la respuesta de los ecosistemas a estos cambios. Subsisten grandes lagunas de conocimiento, porque la mayor parte de los trabajos publicados simulan experimentalmente un aumento del CO₂ atmosférico, o un aumento de la temperatura (con o sin disminución de la precipitación), pero no ambos efectos a la vez. Pueden mencionarse, sin embargo, dos grupos de efectos:

A) Efectos del aumento de CO₂ atmosférico

Posible aumento de la producción primaria. Admitiendo un aumento de la producción primaria derivado del efecto fertilizante del aumento de CO₂ atmosférico, el mantenimiento del carbono secuestrado en el suelo sería importante si la asignación del plus de carbono fijado pasa a formas de carbono de descomposición lenta (carbono estructural: lignocelulosa, suberina, formas resistentes varias). La información disponible parece sugerir lo contrario. En ecosistemas prateras de USA, en clima mediterráneo, Hungate *et al.* (1997) observan en tres años un aumento de la biomasa, raíces, detritus enterrados y OC del suelo. Sin embargo el aumento de la OC del suelo parece concentrarse en fracciones lábiles, cuya estabilización a medio plazo no está clara: podría perderse con la misma facilidad con que se ha acumulado. Más importante que el aumento en sí es la aceleración del ciclo de carbono en el suelo. Los autores se muestran escépticos acerca de la capacidad de estos prados para acumular más carbono. La combinación del aumento del CO₂ junto al de la temperatura resultaría en una disminución de la producción primaria a medio plazo (ver capítulo 9 y apartado B más abajo).

Disminución de la calidad del OC. En concreto, aumento del índice C/N. Se considera un resultado probable del aumento del CO₂ atmosférico, que en principio debería traducirse en una descomposición más lenta de los residuos vegetales, y por tanto en una mayor acumulación de carbono en el suelo. No está claro si ello ocurrirá realmente, porque los estudios experimentales no han detectado de un modo concluyente que los restos provenientes de plantas cultivadas en atmósfera enriquecida en CO₂ se descompongan más lentamente que los de plantas control. De Angelis *et al.* (2000) observan una disminución de la tasa de descomposición en tres especies mediterráneas, pero la disminución observada es ínfima y sería indetectable en condiciones reales. Particularmente importante es la observación de Coûteaux *et al.* (1991), de que el resultado depende de la riqueza de la comunidad animal del suelo y de la complejidad de su red trófica: en suelos con una comunidad pobre y una red trófica sencilla, la hojarasca obtenida en atmósfera enriquecida en CO₂ se descompone más lentamente que la hojarasca control, pero este resultado se invierte en caso de haber en el suelo una comunidad variada y una red trófica compleja.

Efectos sobre la actividad microbiana. Se han observado efectos positivos sobre la actividad microbiana y actividades enzimáticas varias (Moscatelli *et al.* 2001), que en principio se traducirían en una mayor actividad descomponedora y por tanto en una disminución del contenido de carbono en el suelo. Sin embargo los efectos parecen ser a corto plazo; en pocos años se vuelve a los valores de actividad normales. Este resultado debe tomarse con precaución, porque es prácticamente imposible separar los efectos directos sobre las actividades microbianas de los efectos indirectos debidos al aporte de exudados radiculares y otras formas lábiles de carbono por parte de las raíces, que también sufren un aumento debido al incremento de CO₂ (y que tampoco se mantienen más allá de unos pocos años).

B) Efectos del aumento de la temperatura

La *producción primaria* aumentaría si no se produjera una disminución sustancial de la disponibilidad de agua. Para España, los modelos proyectan una disminución a medio plazo de la producción de los bosques aunque se vería acompañada de un aumento de los aportes de hojarasca por disminución de su vida media (capítulo 9). En un transecto de pinares europeo, desde Escandinavia hasta España, Berg *et al.* (1999) muestran que los aportes de hojarasca (de la fracción acículas) disminuye linealmente con la latitud entre 48 y 67° N, mientras que vuelve a disminuir en condiciones mediterráneas. Probablemente, en este transecto aparece el factor sequía como reductor de los aportes en las parcelas mediterráneas.

Aumento de la tasa de descomposición. El aumento de la temperatura afecta más a la tasa de descomposición que a la producción primaria, por lo que el resultado neto debería ser una disminución del contenido de OC del suelo (Batjes y Sombroek 1997). En principio, el trabajo con suelos reales parece confirmar esta predicción (véase más abajo), aunque la situación será probablemente más compleja, puesto que si el aumento de la temperatura media se acompaña de un aumento de la aridez, la tasa de descomposición debería disminuir. Los resultados obtenidos en el experimento VAMOS (Bottner *et al.* 2000, Fig. 8.9) ilustran esta predicción: en un transecto de suelos forestales, desde el norte de Suecia hasta la Comunidad Valenciana, la traslocación de horizontes orgánicos y minerales de Norte a Sur (del N de Suecia al S de Suecia, del S de Suecia a Inglaterra) se tradujo en un aumento de su tasa de mineralización, lo que sugiere que en tales latitudes la temperatura es el principal factor limitante. Sin embargo, en la zona mediterránea se invertía la tendencia: al traslocar el suelo de Inglaterra al S de Francia y del S de Francia a zonas mediterráneas más áridas (Lleida o Castellón) se producía una disminución de la tasa de descomposición: la temperatura media dejaba de ser el factor limitante para la actividad microbiana, y la disponibilidad de agua pasaba a ser el condicionante principal.

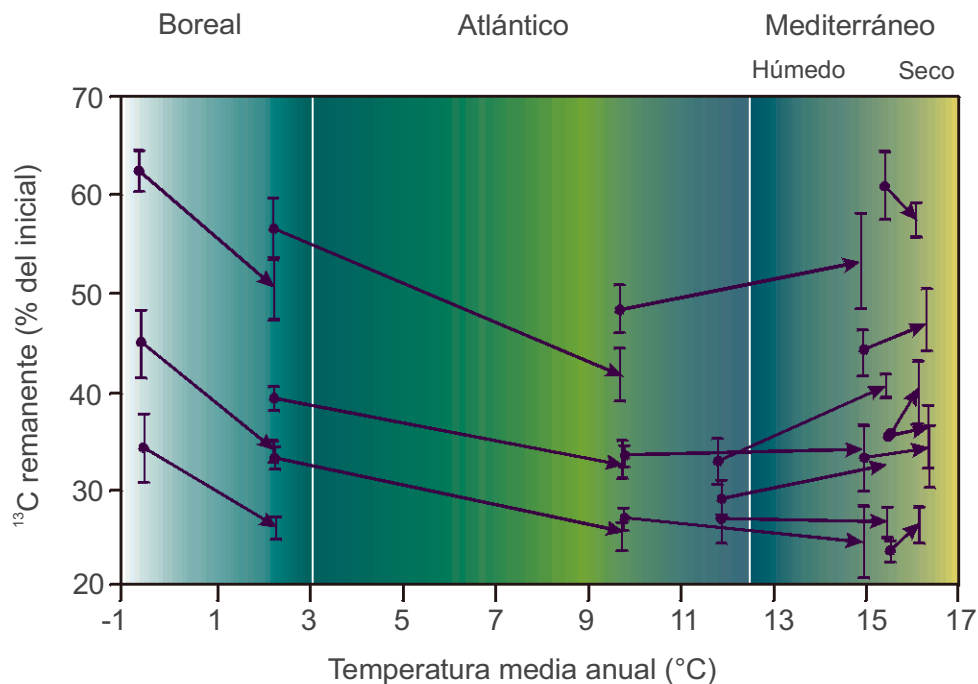


Fig. 8.9. Carbono marcado (C^{13}) residual en el suelo, tras la incubación, en % respecto del inicial para horizontes orgánicos y minerales de pinares. Las flechas unen las dos estaciones objeto de la translocación de suelo: la estación origen (círculo) y la estación destino (punta de flecha), que siempre estaba situada más al Sur. Se observa cómo al pasar de Norte a Sur, en el ámbito Boreal y Atlántico, disminuye el % de C^{13} remanente, lo que indica un aumento de la tasa de descomposición. Al pasar de Atlántico a Mediterráneo húmedo, y de Mediterráneo húmedo a seco, la tendencia se invierte, al pasar el déficit hídrico (y no la temperatura) a ser el factor limitante principal. De Bottner *et al.* (2000), algo simplificado.

En las zonas de alta montaña, el calentamiento proyectado junto a un mantenimiento o reducción poco significativa de las precipitaciones comportaría un aumento de la actividad microbiana y una descomposición más rápida del OC almacenado en estos suelos.

En los últimos años se comenzaron a realizar experiencias de simulación de la influencia del cambio climático sobre los procesos que regulan el contenido en OC de los suelos, sobre todo a partir de la determinación de las emisiones de dióxido de carbono del suelo en condiciones variables de humedad y temperatura. Estudios realizados en la zona húmeda (Guntiñas *et al.* 2000) o en el área mediterránea (Peñuelas *et al.* 2003, en prensa) muestran un efecto contrapuesto de la disminución de la humedad y del incremento de la temperatura sobre la respiración del suelo, que parece más acusado para la influencia de la temperatura. De todas formas, también se puso de manifiesto, sobre todo en el área mediterránea, que existe un umbral de humedad del suelo por debajo del cual la influencia de la temperatura es irrelevante, por lo que se podría concluir que, previsiblemente, el efecto del incremento de la temperatura como acelerador de la mineralización del suelo debería manifestarse en la zona húmeda española, mientras que en el mediterráneo podría producirse el efecto contrario. Sin embargo, un aumento de precipitaciones estivales en condiciones mediterráneas producirían importantes aumentos en la respiración del OC del suelo (Sanz *et al.* 2004).

En resumen, los posibles efectos directos del aumento del CO₂ atmosférico (incremento de la producción, disminución de la calidad de la hojarasca, efectos sobre la actividad microbiana) son dudosos a medio o largo plazo, y por ahora es razonable no tenerlos en cuenta en la predicción. Los efectos del aumento de temperatura son persistentes y más consistentes. Por lo tanto, a efectos prácticos es razonable centrar el análisis en la predicción de estos efectos a escala global: aumento de la temperatura, junto con una disminución de la precipitación.

Predicciones a partir de modelos informáticos

El modelo CENTURY es el más utilizado a este respecto, por ser el que mejor permite integrar los factores climáticos y el posible cambio de calidad del OC. Mencionamos algunos ejemplos que simulan condiciones climáticas similares a las de algunas zonas de España.

Paustian *et al.* (1996) aplican el modelo a la simulación de agroecosistemas en la zona continental semiárida de Estados Unidos, con un periodo de simulación de 50 años. Los resultados pueden tomarse como referencia para las zonas más continentales de España (la Meseta). La simulación tiene en cuenta efectos previstos por el cambio climático: aumento de la fotosíntesis, disminución de la transpiración por unidad de área foliar, aumento del C/N de los tejidos, aumento de la asignación de C hacia las raíces. La evolución del OC del suelo depende más de la gestión agrícola que del cambio climático en sí. Se prevé un aumento de la producción de residuos agrícolas, que se traducirán en un aumento del OC del suelo.

West *et al.* (1994) aplican CENTURY a ecosistemas semidesérticos de USA. Las predicciones podrían ser también válidas para las zonas más áridas de nuestro país (zonas de Andalucía, Murcia, Alicante). Prevén en todos los casos un descenso del C orgánico del suelo, un aumento de los carbonatos, y un aumento de la erosión. La pérdida de carbono calculada para los próximos 40 años está entre 1 y 2,5 %, para un aumento de la temperatura de 2°C, pérdida bastante menor que la prevista para otros ecosistemas, como se verá a continuación.

Bottner *et al.* (1995) aplican el modelo CENTURY para calcular pérdidas de carbono en condiciones mediterráneas contrastadas. Las pérdidas calculadas, para un aumento de la temperatura de 3°C (sin modificar la precipitación) durante los próximos 100 años, varían desde un 15 % para zonas muy áridas, con precipitación (P) < 100 mm (El Cairo, Egipto; Bechar, Argelia), hasta un 20 % para zonas más frescas como Montpellier (Francia), o un 28 % para zonas mediterráneas muy húmedas (Ain Draham, Túnez: P = 1534 mm). Lo cual nos daría

una pérdida entre 5 y 9,3 % de OC por cada grado de aumento de temperatura. Según los mismos autores, en condiciones mediterráneas parece evidente un mayor efecto de la falta de humedad que del aumento de temperatura.

Trabajos basados en el estudio de transectos climáticos

El método consiste en estudiar el contenido de carbono total en suelos de una zona geográfica y establecer relaciones genéricas entre precipitación y/o temperatura y contenido de carbono. Tales relaciones pueden extrapolarse para el cambio climático previsto, o una serie de escenarios. Generalmente se asume un aumento de la temperatura, pero se duda acerca del cambio en la precipitación.

Álvarez y Lavado (1998) aplican este criterio a suelos de la pampa Argentina. Obtienen una buena correlación (no lineal) entre el carbono total del suelo y el cociente precipitación / temperatura ($r^2 = 0,693$). A partir de la relación obtenida, extrapolan el resultado para un cambio climático previsto. El problema es que no está clara la evolución de la precipitación. Si la precipitación aumenta, el OC total del suelo podría aumentar; sin embargo, si la precipitación no aumenta, calculan que un aumento de la temperatura de 6°C (considerada la estimación más probable para aquella zona) se traducirá en una pérdida del 45 % del C del suelo, lo cual significa cerca del 7,5 % por cada grado de aumento.

El trabajo de Hontoria et al (1999) es la principal referencia a este respecto, para los suelos de España. A partir de una base de datos de perfiles publicados, correlacionan el contenido de carbono en el suelo con (1) uso del suelo, (2) precipitación total, (3) temperatura anual y, entre otros parámetros, (4) número de días consecutivos en que la sección de control del perfil se encuentra seca en su totalidad (parámetro utilizado por la taxonomía de la USDA para la clasificación de los suelos). Las correlaciones obtenidas no son muy altas ($< 0,5$), lo cual puede atribuirse a la heterogeneidad del territorio abarcado, tanto en lo que respecta al clima como al material parental, tipo de vegetación, etc. A partir de las relaciones obtenidas, los autores extrapolan el resultado a cuatro posibles escenarios de cambio climático (Tabla 8.3). De 12 situaciones posibles, sólo en tres casos se prevé un aumento del contenido de carbono que ocurriría en el caso de un aumento de la precipitación. Las mayores pérdidas de OC se obtienen para una disminución de precipitación simultánea a un aumento de temperatura, que coincidirían con las predicciones más recientes. No se calcula la posible pérdida de carbono en los suelos agrícolas, pero debería ser porcentualmente mucho menor. Obsérvese que las pérdidas son mayores en suelos bajo pastizal, que suelen ser los más ricos en OC. Por otra parte, en los suelos agrícolas la mayor parte del carbono está asociado a fracciones finas (limo fino y arcillas), físicamente protegido, y en principio es bastante más estable e inerte que el carbono de los suelos de bosque o pastizal.

Tabla 8.3. Pérdida calculada de carbono en los suelos peninsulares, en cuatro situaciones distintas de cambio climático. Según Hontoria et al. (1999).

Parámetro climático		Tipo de vegetación		
Temperatura	Precipitación	Bosque	Matorral	Pastizal
Sin cambios	- 10 %	- 7.8 %	- 5.5 %	- 9.0 %
+ 10 %	Sin cambios	- 5.6 %	- 4.0 %	- 6.5 %
+ 10 %	+ 10 %	+ 0.8 %	+ 0.6 %	+ 0.9 %
+ 10 %	- 10 %	- 12.9 %	- 9.1 %	- 14.8 %

Si no se produce un aumento de la precipitación, el contenido de OC debería bajar, en el peor de los casos, casi un 15%. Las mayores pérdidas se darían si se produce, además de un aumento de la temperatura, un descenso de la precipitación. Tomando como ejemplo Barcelona (T media: $15,5^{\circ}\text{C}$), tendríamos que un aumento del 10% en la temperatura implicaría un aumento de aproximadamente $1,5^{\circ}\text{C}$. Luego la pérdida de carbono sería, en el peor de los casos $14,8 / 1,5 = 9,9\%$ por cada grado de aumento. En el caso de los matorrales sería, en el peor de los casos, $9,1 / 1,5 = 6,1\%$ por cada grado. Este resultado es similar al obtenido por Álvarez y Lavado (1998) para la Pampa Argentina y consistente con el cálculo de Bottner *et al.* (1995), antes mencionado.

La coherencia de estos tres resultados (Bottner *et al.* 1995; Álvarez y Lavado 1998; Hontoria *et al.* 1999) sugiere que puede aceptarse un valor medio de 6-7 % de pérdida de carbono por cada grado de aumento en la temperatura (es decir entre 3 y 8 Mg C ha⁻¹ perdidos por cada grado de aumento en la temperatura), valor que puede aumentar o disminuir según sea el cambio en la precipitación y también según características propias del suelo y sus usos.

El cambio climático puede afectar de forma distinta los distintos compartimentos del OC (Coûteaux *et al.* 2000), por lo que la pérdida de carbono puede distribuirse desigualmente en el suelo. Contrariamente a lo que podría esperarse, en nuestros suelos el OC de la parte profunda del perfil a menudo es menos estable que el de la parte superficial. Si bien el porcentaje de carbono físicamente protegido es mayor, es también relativamente más rico en carbohidratos y menos en fracciones recalcitrantes (Rovira 2001). Dado que la parte profunda es más probable que pueda mantener humedad durante el estío, es posible que sea el OC de la parte profunda del perfil el que sufra una pérdida mayor. Ello no es seguro, sin embargo, ya que recientemente Bol *et al.* (2003) han verificado que es precisamente la mineralización de la fracción más recalcitrante y antigua del OC la que responde de modo más claro a un aumento de la temperatura.

8.3.4. Cambios de usos de suelos

Los cambios de usos y de manejo del suelo, así como de determinadas perturbaciones como pueden ser los incendios, afectan los contenidos en OC del suelo. De singular interés, por su duración es el estudio realizado en la Misión de Galicia del CSIC de Pontevedra (Sánchez y Dios 1995) sobre la evolución del OC del suelo de una parcela de maíz sometida a diferentes sistemas de fertilización durante 21 años. Los resultados (Fig. 8.10) muestran cómo la parcela donde se suprime la fertilización orgánica experimenta un descenso progresivo en el contenido en OC, que al término del período de estudio se cifra en un 30%. Otro estudio, realizado igualmente en la zona húmeda española, a partir del análisis de tres cartografías de suelos realizadas en años diferentes (1958 1964 y 1997) muestra como los suelos dedicados a maíz, con escasa o nula fertilización orgánica, perdieron en 39 años un 43% de su contenido inicial en OC. Por otra parte, la comparación de los contenidos medios en OC de los suelos de zona húmeda dedicados a bosque o matorral frente a los de cultivo de patata o cereal muestran siempre un decrecimiento en el contenido en OC que se puede cifrar en un 30-40% (Calvo de Anta *et al.* 1992). En el área mediterránea, un suelo bajo pinar, después de la eliminación de la vegetación arbórea pasa en 9 años de un contenido en OC de 2,34 % a 1,61 %, siendo esta pérdida debida en su mayoría a la mineralización y en menos de un 1% a la erosión (Martínez Mena *et al.* 2002).

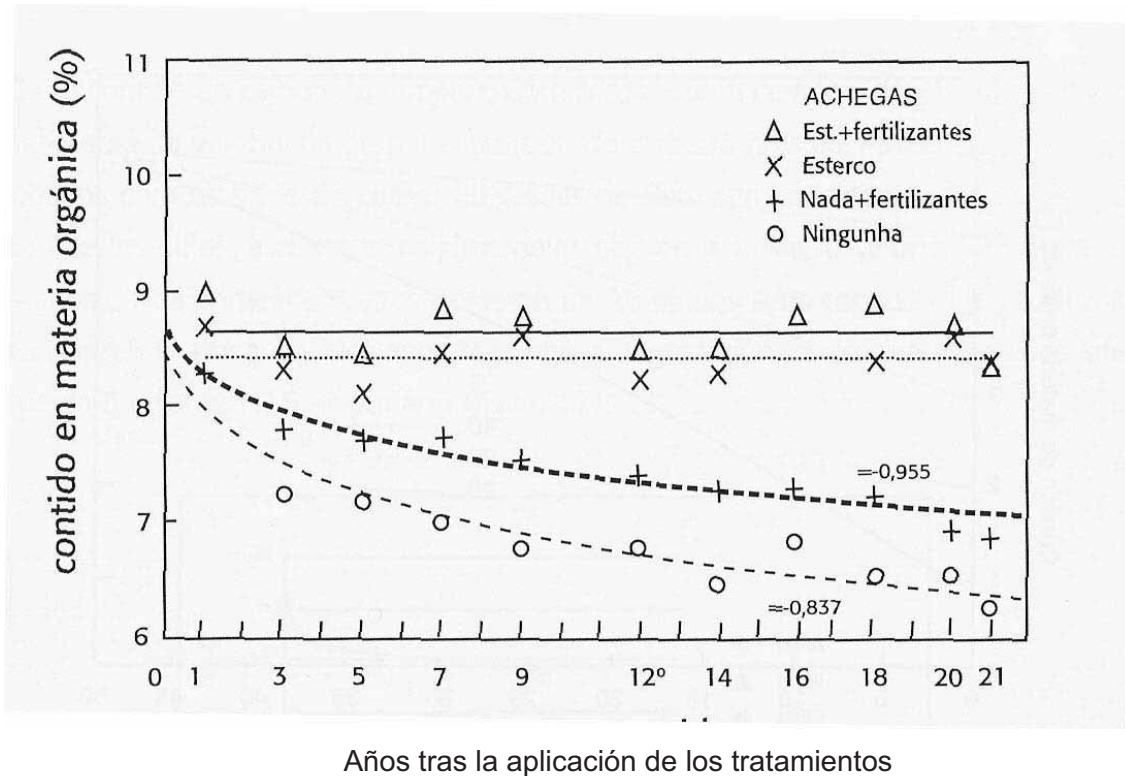


Fig. 8.10. Evolución del contenido en materia orgánica de un suelo dedicado a maíz en la Misión Biológica, CSIC (Pontevedra, Sánchez y Dios 1995) con diferentes tratamientos (0 ninguno, + fertilización mineral, x fertilización orgánica, Δ fertilización mineral + orgánica). % Materia orgánica/1,724 = % OC.

La roturación de suelos forestales siempre comporta pérdida del OC edáfico (por ejemplo Fig. 8.11). En el ejemplo de dicha figura, se observa que la recuperación de los niveles iniciales, en suelos arenosos como es el caso, puede ser relativamente rápida (unos 80 años en el cultivo de cereales abandonado y reforestado) e incluso superarse cuando se introduce una especie de crecimiento rápido (*Pinus radiata* en este caso). Sin embargo, cuando los suelos han sufrido pérdidas erosivas (suelos de viña en ladera) la recuperación es más lenta.

Finalmente, perturbaciones accidentales como son los incendios forestales, que con alta probabilidad se deberían incrementar como consecuencia del cambio climático (Piñol *et al.* 1998), pueden llegar a producir pérdidas en el contenido en OC del suelo que pueden oscilar, según la intensidad del incendio, de valores inferiores al 5% cuando las temperaturas son menores de 170 °C, a superiores al 90% cuando estas son superiores a los 450 °C (Soto *et al.* 1991) en los cm más superficiales del suelo. Durante un incendio forestal se libera una gran cantidad de CO₂ a la atmósfera, sin embargo a medida que el ecosistema afectado vuelve a crecer y se recupera, el CO₂ es captado y fijado vía fotosíntesis incorporándose nuevamente al sistema, de esta forma puede considerarse que el balance neto de C a medio plazo es nulo (Levine 1996) si los procesos erosivos no son dominantes. Sin embargo, durante los incendios se producen modificaciones en la dinámica de los materiales orgánicos que conducen a la creación de formas más resistentes a la degradación y por ello a procesos de secuestro de C en la geosfera (González-Vila y Almendros 2003; González-Pérez *et al.* 2004). Este efecto puede ser de especial relevancia en regiones, como la cuenca mediterránea, donde los incendios forestales y de vegetación son un fenómeno recurrente; la producción de estas formas de OC refractario se ha estimado para Andalucía en hasta 31000 t/año (González *et al.* 2002). Como consecuencia de las altas temperaturas generadas por el incendio, en ocasiones se crea en las capas superficial o subsuperficial del suelo zonas de hidrofobia que dificultan la infiltración de agua con los consiguientes efectos negativos sobre la escorrentía superficial (que

se ve incrementada de forma sustancial hasta valores superiores al 20% de la precipitación, Soto y Díaz-Fierros 1998) y el contenido en agua del suelo. En suelos de textura fina, y especialmente cuando predomina la fracción limo, la pérdida temporal de cubierta vegetal producida por el fuego genera la formación de una costra superficial que disminuye la infiltración de agua en el suelo y aumenta la escorrentía (y el riesgo de inundaciones) (Bautista et al 1996).

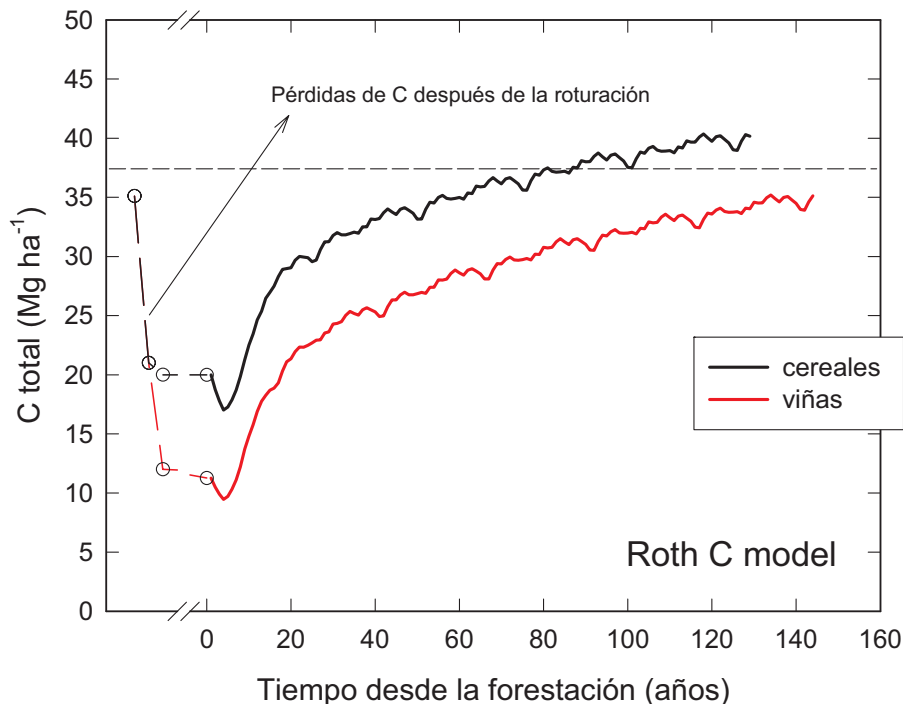


Fig. 8.11. Cambios en el OC del suelo después de la roturación y de la forestación con *Pinus radiata* en condiciones mediterráneas según el modelo Roth C. La línea discontinua se refiere a los niveles de carbono del encinar autóctono (Romanyà et al 2000).

En resumen, los incendios forestales tienen un mayor impacto en los primeros centímetros del suelo, con pérdidas netas de C importantes en este horizonte. Estas pérdidas pueden ser contrarrestadas, en parte, por la formación de compuestos recalcitrantes de C durante la combustión. Si las condiciones edafoclimáticas son favorables, la recuperación de la vegetación puede restablecer el balance de C a corto-medio plazo. Finalmente, cambios físico químicos, como la presencia de zonas de hidrofobia, pueden aumentar la escorrentía superficial dificultando la recuperación de la vegetación.

8.3.5. Síntesis de los efectos del cambio climático en el OC del suelo

El OC del suelo resulta del balance de entradas, aporte de hojarasca (o enmiendas orgánicas en cultivos) y raíces muertas, y salidas, descomposición (más lixiviado de OC soluble). En ecosistemas forestales, los aportes de hojarasca podrían aumentar según las salidas de los modelos (capítulo 9), aunque comparando transectos climáticos de bosques actuales parece que la sequía reduce los aportes. Por otra parte, en estudios multitemporales de encinares de Cataluña, la producción de hojarasca se relaciona de forma lineal y significativa con la producción primaria neta de la parte aérea del bosque (Ibáñez et al. 1999). En condiciones húmedas (Norte de España) parece esperable un aumento de los aportes, pero en la España seca este aspecto se mantiene bastante incierto. En relación con la tasa de descomposición,

todos los estudios coinciden en su aceleración con el aumento de temperatura, a menos que se vea acompañada de condiciones de sequía (Fig. 8.9), en cuyo caso la tasa de descomposición se reduciría. En condiciones mediterráneas, la respiración del suelo y la mineralización del OC están limitadas por la temperatura en invierno y por la sequía en verano (Casals *et al.* 2000, Rey *et al.* 2002). Según los últimos autores, se esperaría una disminución general de la respiración del suelo en los escenarios de cambio climático aceptados para las condiciones mediterráneas. Por lo tanto, los cambios proyectados supondrían un aumento de la tasa de descomposición en la España húmeda y su disminución en la España mediterránea.

Los modelos de ciclo del OC y los estudios de transectos climáticos (Tabla 8.3) sugieren una disminución del OC del suelo como consecuencia del aumento de la temperatura y de la sequía. Los datos procedentes de los transectos son bastante consistentes en la medida en que se basan en análisis directos del OC edáfico. Sin embargo, estos datos no son compatibles con un aumento de los aportes y una disminución de la tasa de descomposición supuestos en el párrafo anterior para la zona mediterránea. Cabría concluir, por lo tanto, como más probable una disminución generalizada de los contenidos en OC del suelo, que en las zonas mediterráneas vendría determinado por una reducción de los aportes de hojarasca, con la incertidumbre asociada a este último proceso.

8.3.6. Efectos del cambio climático sobre la comunidad microbiana y faunística del suelo

Los organismos del suelo están fuertemente influenciados por la cubierta vegetal en general, por lo que es en principio previsible que se produzcan alteraciones de la composición de las comunidades de organismos del suelo concomitantes con los cambios de uso del suelo y ambientales derivados del cambio climático.

Flora microbiana

De acuerdo con la revisión de Panikov (1999) la microflora está adaptada a sobrevivir a cambios importantes en la temperatura del suelo (cambios día-noche de decenas de grados, en verano; cambios estacionales también importantes) y en el contenido hídrico (gran estacionalidad en clima mediterráneo); tales cambios son de una magnitud superior a los aumentos de temperatura media y al aumento o disminución previstos para la precipitación. Por tanto, los efectos directos no deberían ser muy significativos. Los resultados obtenidos por Moscatelli *et al.* (2001), en suelos mediterráneos, están de acuerdo con esta predicción: la actividad microbiana expuesta a una atmósfera enriquecida en CO₂ vuelve al nivel de los suelos control en apenas dos años. Ello puede ser debido a la gran redundancia de la comunidad microbiana; hay muchos táxones distintos que parecen ocupar el mismo nicho ecológico, compitiendo por los mismos substratos. Algunos pueden resultar favorecidos por el cambio climático, mientras que otros pueden ser perjudicados; en cualquier caso siempre hay un táxon análogo a otro perjudicado, preparado para ocupar su función. Incluso asumiendo que la biodiversidad microbiana resultara perjudicada (lo cual está por demostrar), no está claro que ello afectara al funcionamiento del suelo en el ecosistema global. Este es el resultado que parece desprenderse de la mayoría de estudios en que la biodiversidad microbiana del suelo se ha reducido artificialmente, por fumigación o por irradiación.

Al aumentar la temperatura aumenta la respiración, pero el efecto depende del estado nutricional del suelo, siendo menos acusado en suelos oligotróficos. El aumento de la respiración es debido al aumento de la actividad de la microflora, porque en realidad el aumento de la temperatura se traduce en una disminución de la biomasa microbiana (Álvarez *et al.* 1995). En el caso de suelos no agrícolas empobrecidos en nutrientes, la actividad microbiana se vería menos afectada por el aumento de temperatura, por lo que son más bien los suelos ricos en OC (que suelen ser también ricos en N y P) los que corren un mayor peligro.

Fauna del suelo

En conjunto, el efecto del cambio climático sobre la fauna del suelo es mucho menos predecible que el efecto sobre la reserva de carbono orgánico. Se dispone de bastantes estudios realizados en microcosmos, pero la diversidad de resultados hace difícil extraer un patrón claro. Se suele aceptar que la elevación del CO₂ atmosférico, por sí misma, tendrá poco efecto sobre la fauna del suelo porque ésta ya está adaptada a la atmósfera edáfica que es muy rica en CO₂ (Van Veen *et al.* 1991). No obstante, Zaller y Arnone (1997) observaron un aumento de la actividad de las lombrices en suelos sometidos a una atmósfera enriquecida en CO₂. Caso de confirmarse, estos resultados serían relevantes por la gran importancia de las lombrices en el mantenimiento de la fertilidad natural de los suelos y en la dinámica del OC.

No hay mucha información disponible, pero los estudios en que artificialmente se ha elevado la temperatura del suelo en condiciones de campo han observado un aumento de la biomasa y diversidad de la mesofauna, a condición de que la disponibilidad hídrica no disminuya excesivamente: si ello ocurre, el efecto pasa a ser negativo (Harte *et al.* 1996).

La desaparición de especies incapaces de resistir sequías estivales prolongadas es un efecto esperable. No está claro qué efectos puede tener esta desaparición sobre el funcionamiento del suelo como sistema global. Podría no tener mucha, porque la red trófica del suelo es altamente redundante, con un número de especies muy superior al necesario para un funcionamiento eficiente de los ciclos biogeoquímicos (Freckman *et al.* 1997). En cualquier caso, la simplificación de la comunidad animal del suelo debería tener como consecuencia la aceleración de los ciclos biogeoquímicos, dado que una red trófica rica y compleja se traduce en una reducción de la intensidad de la descomposición del OC, debido a la predación que sufren los organismos descomponedores (bacterias, hongos, actinomicetes) por parte de la micro- (protozoos, nematodos) y mesofauna (microartrópodos) (Setälä y Huhta 1990, Scheu y Wolters 1991).

8.3.7. Fertilidad del suelo

Como resultado de la intensificación de la agricultura y de los cambios de uso del territorio que han tenido lugar desde mediados del siglo XX, en la actualidad la fertilidad de los suelos europeos se encuentra ante una dicotomía. Mientras que en los suelos agrícolas actuales ha disminuido su fertilidad intrínseca (ver por ejemplo la pérdida de OC generalizada en los suelos ingleses, Ministry of Agriculture Fisheries and Food, Reino Unido), en los suelos forestales, que han resultado del abandono agrícola, se ha observado una recuperación de su fertilidad y de sus propiedades físicas a partir de un incremento en OC concentrado en los horizontes superficiales (Romanyà *et al.* 2000), siempre y cuando las condiciones edafoclimáticas del sitio hayan permitido una recuperación suficiente de la vegetación. En clima semiárido son frecuentes situaciones en las que la calidad de los suelos abandonados no ha sido suficiente para sustentar el desarrollo de una comunidad vegetal mínima e iniciar un proceso de recuperación. En estos casos se entraría en una espiral de degradación del suelo que no permitiría la recuperación autogénica de la fertilidad del suelo. Por otra parte, en el caso de los suelos forestales antiguos, puede existir un aumento en la demanda de nutrientes en general como resultado del aumento de CO₂ atmosférico que dependerá de las especies que se consideren (Peñuelas *et al.* 2001). Este aumento diferencial, según especies en la demanda de nutrientes puede por un lado determinar la composición futura de los ecosistemas y por otro disminuir la calidad de la hojarasca producida. En el caso del nitrógeno, los cambios en el depósito atmosférico asociados a la contaminación en algunos casos podrían contrarrestar el aumento de demanda por parte de la vegetación.

En esta sección discutimos aspectos de la contaminación atmosférica no directamente asociados al cambio climático pero que pueden tener una gran repercusión en sus impactos sobre la fertilidad del suelo. Los depósitos atmosféricos han incrementado el aporte de nitrógeno a los ecosistemas terrestres del mundo en general. Este efecto es el resultado del incremento en óxidos de nitrógeno en la atmósfera resultado de las actividades industriales y de transporte y de la agricultura y ganaderías intensivas (Vitousek *et al.* 1997). En el mediterráneo, dichos aumentos han sido también destacables, aunque en los últimos 15 años, según datos de la zona del Montseny (Barcelona), se han mantenido relativamente constantes, entre 15 y 22 kg N ha⁻¹ año⁻¹, mientras que en el mismo periodo el azufre ha sufrido una disminución (Rodà *et al.* 2002). Otras medidas realizadas en zonas mediterráneas más apartadas de las grandes acumulaciones urbanas han dado valores de aportes atmosféricos de entre 3 y 10 kg N ha⁻¹ año⁻¹ (Bellot J. y Escarré 1991, Moreno y Gallardo 2002, Sanz *et al.* 2002). Los valores anteriores más altos incluyen deposición seca y húmeda (Sanz *et al.* 2002). Los estudios realizados en las zonas atlánticas de España muestran valores mínimos más elevados que en el mediterráneo y unos valores máximos coincidiendo con la zona del Montseny (desde 11 hasta 22 kg N ha⁻¹ año⁻¹; Amezaga *et al.* 1997; Fernández-Sanjurjo *et al.* 1997). Camarero y Catalán (1993) encontraron menor acidez y menor depósito de nutrientes en las lluvias del Pirineo en relación a los Alpes, si bien el depósito de nutrientes fue mayor en las zonas más lluviosas. En estudios más recientes se han encontrado, además de mayores aportes de N y de contaminantes orgánicos en las zonas más lluviosas de Pirineo, coincidiendo con las mayores altitudes (Carrera *et al.* 2002) y en las partes culminales tanto en suelos como en sedimentos se han encontrado indicios de destacables aportes de elementos potencialmente tóxicos (McGee y Vallejo 1996; Camarero *et al.* 1998).

Las bajas concentraciones de aportes atmosféricos que se han medido en Sierra de Gata (6 kg N ha⁻¹ año⁻¹) contribuyen positivamente a la nutrición de los melojares de la zona (Moreno y Gallardo 2002), si bien los aportes de otros nutrientes como el S y el Zn son mayores a la demanda del bosque. Debido a las elevadas producciones de los ecosistemas forestales y praterales atlánticos, parece razonable pensar que los aportes moderados de N que se dan en algunas de estas zonas (20 kg ha⁻¹ año⁻¹) puedan ser absorbidos en parte por la vegetación. Incluso en el caso de ecosistemas poco productivos, como pueden ser los brezales de *Calluna vulgaris* del NO peninsular, se ha visto que tienen capacidad de reciclar en la vegetación cantidades de N superiores a las de la deposición atmosférica (Marcos *et al.* 2003). Los encinares mediterráneos son capaces de reciclar internamente las cantidades más elevadas de N en el depósito atmosférico medido en España (20 kg ha⁻¹). Dado que el crecimiento de las encinas no sería suficiente para consumir todo este N, parece ser que una buena parte del N depositado puede retenerse, de momento, en el suelo (Rodà *et al.* 2002). El destino de este N a más largo plazo en estos encinares es todavía una incógnita. En matorrales mediterráneos se han medido mineralizaciones de N desde 20 a 40 kg ha⁻¹ año⁻¹, mientras que en prados secos la mineralización de N es sensiblemente superior (40-70 kg ha⁻¹ año⁻¹; Romanyà *et al.* 2001). Estos datos sugieren que en el caso de los matorrales mediterráneos los depósitos atmosféricos pueden llegar a doblar el N disponible y por lo tanto pueden resultar en cambios importantes en la dinámica del nitrógeno. En los ecosistemas agrícolas, el aporte de N atmosférico, si bien es menor a la demanda de la mayoría de cultivos, podría contribuir a una sobre-fertilización.

Dado que el depósito atmosférico de fósforo suele ser muy bajo (Vallejo *et al.* 1998), los aportes atmosféricos de N pueden dar como resultado una mayor relevancia de la limitación de fósforo en los ecosistemas terrestres. Existen varias evidencias de una limitación general de fósforo en ecosistemas forestales mediterráneos, por lo menos en el ámbito de los suelos carbonatados (Vallejo *et al.* 1998). El análisis de la nutrición de los árboles del inventario ecológico y forestal de Cataluña, mediante el sistema DRIS, señaló una deficiencia generalizada de fósforo en los pinares de las comarcas dominadas por suelos carbonatados (Serrano, datos no publicados). Por otra parte, ensayos de fertilización con plántulas forestales en suelos sobre lutitas carbonatadas también han indicado respuesta positiva de la nutrición en

fósforo a la fertilización con lodos de depuradora (Valdecantos 2001). En suelos forestales atlánticos, la disponibilidad de P también parece ser clave para la nutrición de las plantaciones de *Pinus radiata* sobre todo en suelos con pHs muy ácidos (Romanyà y Vallejo 1995; Sánchez-Rodríguez *et al.* 2002; Romanyà y Vallejo 2004). El aumento de disponibilidad de nitrógeno asociada a la contaminación atmosférica puede resultar en un aumento de la demanda de fósforo y consecuentemente exacerbar su deficiencia. Además, tanto los niveles elevados de nitrógeno asimilable como la falta de fósforo pueden dificultar la fijación atmosférica de N_2 (Binkley y Giardina 1997) y por lo tanto favorecer el desarrollo de las plantas no fijadoras de N.

En cuanto al posible impacto de los contaminantes, haciendo uso del modelo Pantanal (MicroLEIS DSS; De la Rosa *et al.* 2004) y suponiendo una perturbación climática previsible para el año 2050, el riesgo de contaminación difusa en el caso de Andalucía, por el uso de fertilizantes nitrogenados y fosfatados, metales pesados y pesticidas, aumenta en un 60 % de los suelos, mientras que disminuye en otro 40 %. Los primeros suelos se localizan en el litoral de Cádiz y tierras altas de Jaén. A su vez, los suelos en donde disminuye el riesgo de contaminación se localizan preferentemente en la campiña baja de Córdoba, litoral de Huelva y Málaga, y en las mejores zonas agrícolas de la provincia de Sevilla. Considerando separadamente cada tipo de contaminante, los riesgos por metales pesados y pesticidas aumentan proporcionalmente más que los riesgos por el uso de fertilizantes (De la Rosa *et al.* 1996).

8.3.8. Impactos sobre la degradación física del suelo y la erosión

Las propiedades físicas del suelo se pueden ver alteradas especialmente por las prácticas de manejo y por los incendios, y en general por la pérdida de OC que es un factor esencial de la estructura edáfica. La degradación de las propiedades físicas del suelo comporta el encostramiento y sellado superficial, compactación, posible incremento de la hidrofobia de la superficie del suelo, pérdida de estabilidad estructural, disminución de la capacidad de infiltración (lo que acentúa las condiciones de sequía) y aumento del estrés por agrietamiento en vertisoles.

Bajo el cambio climático es previsible una disminución de la precipitación media, así como un aumento de la frecuencia de los eventos extremos. Ello puede provocar un incremento peligroso de la erosión del suelo en amplias zonas del país y ser crítico en áreas donde la acumulación de procesos históricos de erosión ha derivado en suelos muy poco profundos.

Considerando el escenario climático EC para el año 2050, el riesgo de erosión de los suelos agrícolas de la UE es previsible que aumente en un 80 % (UNEP-EEA 2000). Este incremento se producirá preferentemente en las zonas que ya presentan un riesgo severo. Según las mismas fuentes, se estima un aumento del 20% de la superficie agrícola española amenazada por riesgo muy alto de erosión, mientras que las superficies con riesgo alto y moderado disminuirían en un 8 y un 19 % respectivamente.

La influencia de la precipitación sobre la erosividad de los suelos se puede aproximar a partir del factor R del modelo USLE, o bien a partir de relaciones más sencillas que permiten su cálculo a partir de valores mensuales o anuales de precipitación (Renard *et al.* 1994). Nearing, *et al.* (2004), aplicando el modelo WEPP determina para suelos característicos de EEUU que por cada incremento del 1% en la precipitación anual existe un incremento del 2% en la escorrentía superficial y de 1,7% en la erosión. Esta menor sensibilidad al cambio de la erosión frente a la escorrentía se debe al incremento de la protección del suelo que se genera por incremento de la biomasa epigea, debido al aumento de la precipitación. Se considera que la intensidad de las precipitaciones experimentará también un incremento de acuerdo con la intensificación del ciclo hidrológico que se supone provocará el calentamiento de la tierra.

Por otra parte, como consecuencia del incremento de las temperaturas y de la sequía estival previsto para las áreas mediterráneas, se acepta que existirá también una mayor incidencia de los incendios forestales, por lo que los cambios que estos provocarían sobre la erosionabilidad y protección vegetal del suelo se sumarían a los generados por el incremento en la erosividad de la lluvia. Al mismo tiempo, la disminución en el contenido en OC de los suelos actuaría también en el mismo sentido de incrementar la erosionabilidad del suelo (factor K de la USLE).

En el caso de Andalucía, haciendo uso del modelo Raizal (MicroLEIS DSS; De la Rosa *et al.* 2004) y suponiendo una perturbación climática previsible para el año 2050, el riesgo de erosión hídrica aumenta en un 47 % de los suelos, aunque disminuye en otro 18 % de los suelos. Los primeros suelos se localizan en el noroeste de Almería, las sierras norte de Córdoba, el noroeste de la provincia de Granada y el sur de Jaén. A su vez, los suelos en donde disminuye el riesgo de erosión se localizan preferentemente en la sierra sur de Córdoba, la parte central de la provincia de Granada y el norte de Jaén, así como en las mejores zonas agrícolas de la provincia de Sevilla (De la Rosa *et al.* 1996). No obstante, el cambio climático puede inducir cambios en los usos de los suelos a través, por ejemplo, de nuevos cultivos y prácticas agronómicas, o de un aumento en el abandono de cultivos, cambios que repercutirían en el impacto erosivo descrito más arriba.

Tabla 8.4. Resumen de los resultados de la evaluación del riesgo de erosión en Andalucía, para la situación climática actual (1961-1990) y para la perturbación climática prevista en el año 2050 (aumento de la temperatura y disminución de la precipitación). Fuente: De la Rosa *et al.* (1996).

Clase de vulnerabilidad	Escenario actual		Escenario de cambio	
	km ²	%	km ²	%
V1. Ninguna	4253	5	4253	5
V2. Muy baja	3906	4	6219	7
V3. Baja	14643	17	13285	15
V4. Moderadamente baja	13918	16	12963	15
V5. Ligeramente baja	5177	6	5247	6
V6. Ligeramente alta	21219	24	20952	24
V7. Moderadamente alta	10573	12	5826	7
V8. Alta	7887	9	12569	14
V9. Muy alta	4925	6	3560	4
V10. Extrema	773	1	2400	3

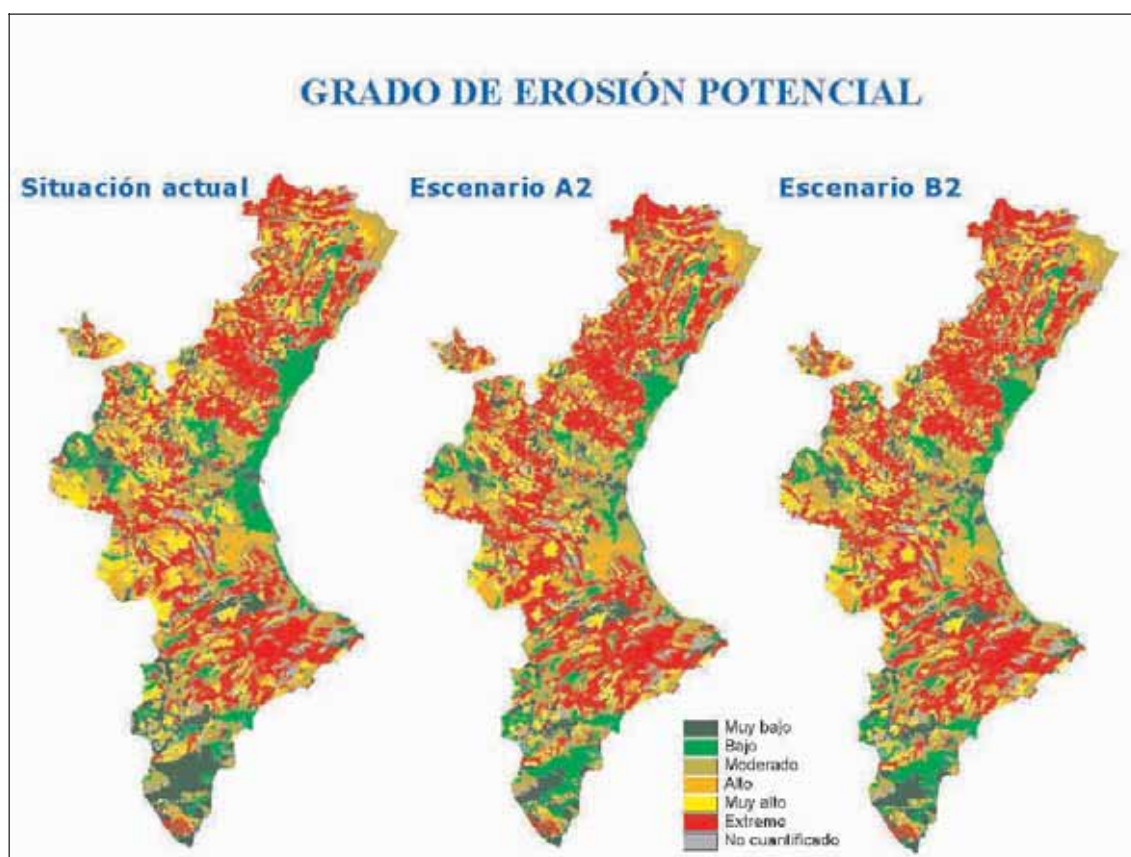


Fig. 8.12. Estimación del grado de erosión según las predicciones de cambio climático para la Comunidad Valenciana. Se ha modificado el factor R (erosividad de la lluvia en el modelo USLE) de acuerdo con las previsiones de cambio del régimen de precipitaciones.

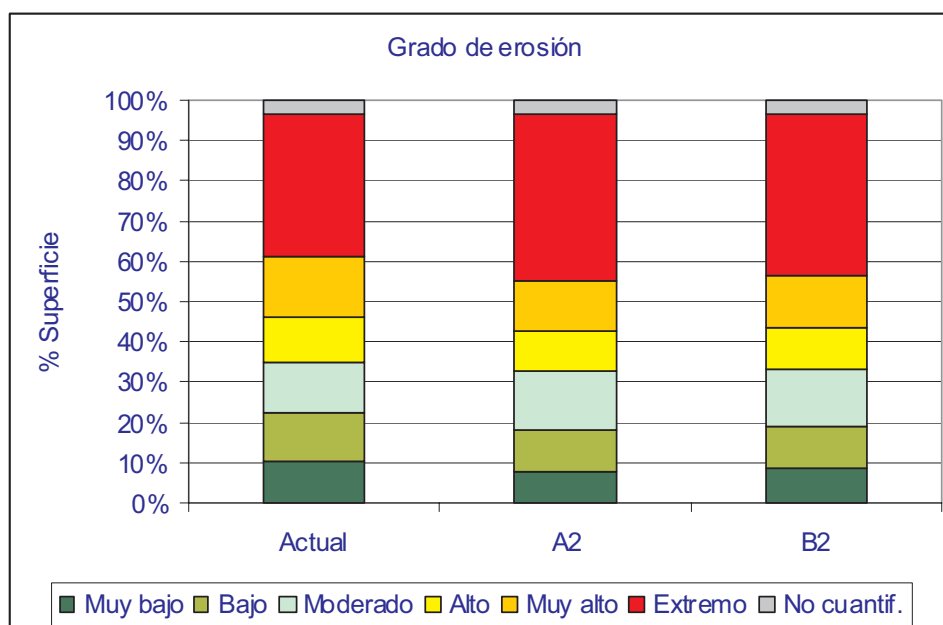


Fig. 8.13. Porcentaje de superficie afectada en la Comunidad Valenciana por diferentes grados de erosión del suelo (datos de la Fig. 8.12) para los escenarios socioeconómicos A2 y B2. La superficie afectada por el grado "extremo" aumentaría entre un 5 y un 6%, mientras que el conjunto de los grados "alto + muy alto + extremo" sólo lo haría en un 2 %.

La aplicación de los supuestos de cambio climático del capítulo 1 de este informe a la estimación del riesgo de erosión con la USLE en la Comunidad Valenciana (Fig. 8.12 y 8.13) sólo produce incrementos moderados del riesgo de erosión extremo, entre un 5 y un 6 %.

Una consideración a parte merecerían los cambios de uso y de tipos de vegetación que podrían ser provocados por el cambio climático. Los cambios de uso, sobre todo cuando evolucionan del bosque o matorral hacia los cultivos intensivos, tienen una clara incidencia negativa sobre los riesgos erosivos del suelo, así como las tendencias previstas hacia una mayor presencia del carácter mediterráneo en los tipos de bosque y matorral que incidirían claramente sobre el riesgo de incendio, que, lógicamente, se vería incrementado.

Finalmente, y en relación con el conjunto de los procesos de degradación física del suelo (p.e. compactación) habría que señalar que el mantener en el mismo unos niveles de OC superiores al 2,3 % es la mejor protección frente a este tipo de degradación. Si se tiene en cuenta que este umbral en OC del suelo es aproximadamente equivalente a un contenido en carbono de 8 kg.m⁻² y que una buena parte de los suelos españoles se encuentran por debajo de este valor (Figura 8.7) se podrá concluir que el riesgo de degradación física del suelo se debería ver incrementado en la medida en que se produzca un retroceso, como consecuencia del cambio climático, en el mantenimiento de esos valores de protección.

8.4. ZONAS MÁS VULNERABLES

Las zonas más vulnerables son las que se ven más afectadas por los procesos de desertificación (Fig. 8.3, 8.4 y 8.5, incluyendo las expectativas de aumento de los incendios forestales, capítulo 12), que se prevé se acentuarán en los supuestos de una mayor aridización del clima.

En cuanto al cambio en contenido en OC, las zonas donde cabe esperar pérdidas mayores serían las más húmedas (Norte de España) y para los usos de suelos que comportan contenidos en OC más elevados (prados y bosques). En el otro extremo, donde el contenido de OC es menor, pequeñas pérdidas de C pueden significar la superación de un umbral crítico para el mantenimiento de la funcionalidad del suelo.

8.5. PRINCIPALES OPCIONES ADAPTATIVAS

En relación con las posibilidades de aumentar la fijación de carbono, las medidas consideradas por el IPCC incluyen: gestión de los cultivos para producir mayores entradas de C al suelo, gestión del riego, agricultura de conservación, prácticas de control de la erosión, gestión de los arrozales, gestión del pastoreo, mejora de la productividad de pastos, gestión del fuego en pastos, regeneración de bosques, fertilización de bosques, gestión del fuego en bosques, gestión de plagas, regulación de la explotación forestal, restauración de antiguos humedales y restauración de suelos muy degradados.

8.5.1. Influencia de las prácticas agrícolas

Los sistemas sostenibles de uso y manejo del suelo ofrecen un extraordinario potencial para el secuestro del carbono en las tierras agrícolas a través de la reducción de las pérdidas de carbono orgánico del suelo e incremento de la producción de biomasa (Lal and Kimble 1998). Se estima que los suelos cultivados contienen por término medio entre un 20 y un 40% menos OC que los suelos no cultivados (Davidson y Ackerman 1993). La pérdida de OC en los suelos cultivados puede recuperarse mediante la aplicación de prácticas adecuadas de uso y manejo de los suelos agrícolas (Lal *et al.* 1998). Según estimaciones de la FAO (2002) para el año 2030, la cantidad de carbono fijado en los suelos de cultivo, como materia orgánica procedente

de residuos de cultivo y estiércol, puede aumentar un 50% si se introducen los correspondientes procedimientos de uso y manejo. El C perdido desde el inicio de la actividad agraria por la humanidad se estima entre 40 y 90 Pg C (Raupach *et al.* 2003). Las tasas anuales de recuperación de C mediante cambios en la gestión agrícola pueden ser del orden de 0,3 a 0,9 PgC·año⁻¹ (Lal 2004, Smith 2004). Esto implica que en un periodo del orden de 50 a 100 años se habría recuperado el C perdido, en el mejor de los casos.

En cuanto al tipo de uso del suelo, se debe lograr la mayor correlación entre las potencialidades y limitaciones de los diferentes suelos y los requerimientos edáficos de los posibles cultivos. Para ello la zonificación agro-ecológica constituye un estudio previo e imprescindible en cualquier area o región. La diversificación de cultivos estará condicionada por dichos estudios de variabilidad espacial de suelos y clima. A su vez, la segregación detallada de áreas vulnerables o marginales para la agricultura será consecuencia de la zonificación agro-ecológica.

El manejo agrícola tiene una influencia significativa en la cantidad de carbono almacenado por los suelos a lo largo del tiempo. Algunos cambios en las prácticas agrícolas pueden determinar cuánto y a qué velocidad el carbono es almacenado o liberado por los suelos (Ringius 1999). La sostenibilidad ambiental de las prácticas agrícolas, adaptadas a las condiciones agro-ecológicas de cada lugar, se referiría especialmente a los siguientes aspectos: restauración del nivel de materia orgánica de los suelos, intensidad y dirección del laboreo, consideración del tempero para cada operación, tipo y peso de la maquinaria a utilizar que evite la compactación, y racionalización del uso de fertilizantes y pesticidas.

Una agricultura a la medida de cada suelo, haciendo especial hincapié en maximizar la producción de residuos de cosecha que se incorporen al suelo y en reducir y diversificar el laboreo, facilitará el secuestro de C del suelo así como todos los beneficios asociados en las propiedades físicas, químicas y biológicas. Por otra parte, el máximo aprovechamiento de los residuos agrícolas es una medida muy eficaz de control de la erosión. La agricultura de conservación (laboreo reducido con reciclado de los restos de cosecha en forma de empajado) es muy eficaz de control de la erosión y supone también un ahorro considerable en la utilización de combustible. Estas prácticas se están extendiendo lenta pero continuamente en España.

En la recuperación de las tierras degradadas, el nivel de secuestro de carbono puede servir como indicador de dicha recuperación: así si la degradación disminuye el secuestro aumenta, y viceversa. En las zonas semiáridas, se estima para los próximos 50 años que si se implementan medidas efectivas de conservación y rehabilitación de suelos, ello conduciría a un secuestro anual de carbono entre 1,0 y 1,3 Gt por año (Squires 1998). La Fig. 8.14 muestra la distribución de suelos cultivados con epipedión ócrico, los cuales mejorarían sus propiedades con la adición de enmiendas orgánicas. El epipedión ócrico se define por propiedades que se relacionan, en principio, con el contenido en OC (Soil Taxonomy), como el color más o menos oscuro y la estructura. No obstante, en el norte de España se encuentran suelos cultivados con epipedión ócrico que tienen altos contenidos en OC con lo que no necesariamente mejorarían sus propiedades con la adición de enmiendas orgánicas.

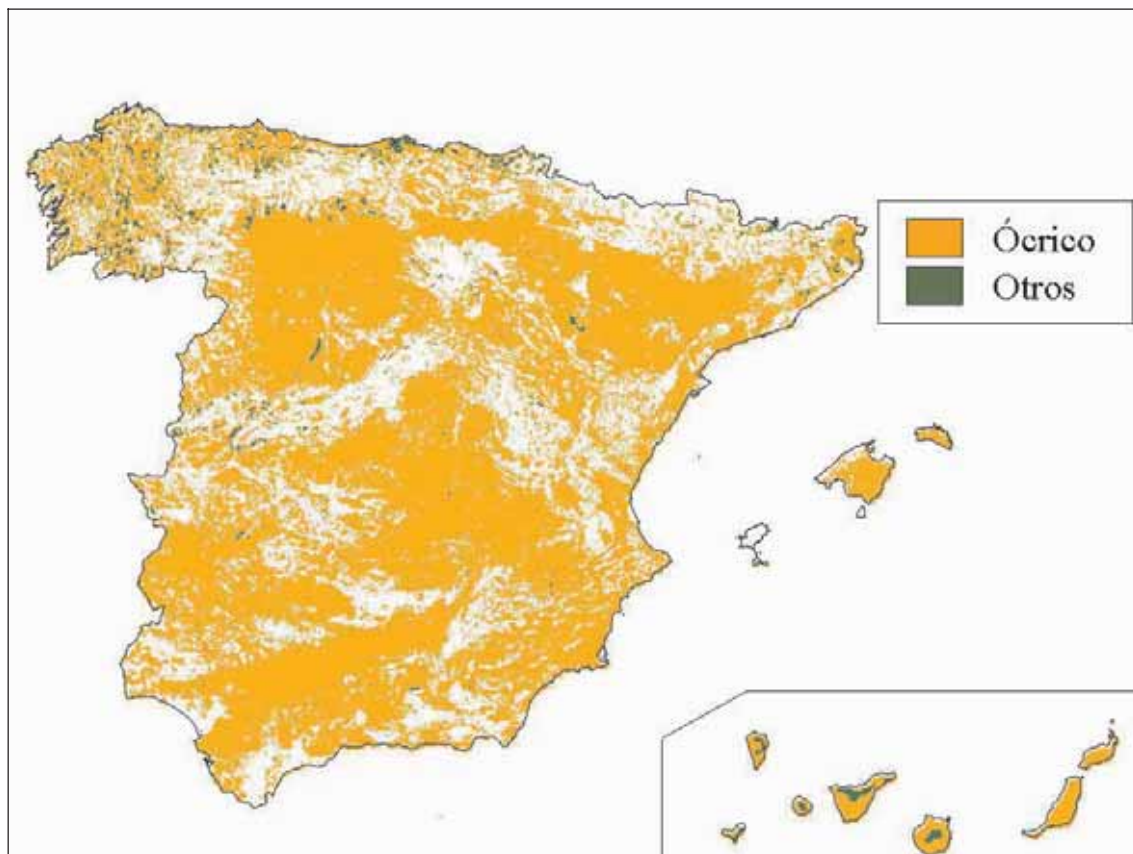


Fig. 8.14. Superficie agrícola en suelos con epipedión ócrico que podrían mejorar su calidad con la adición de enmiendas orgánicas (96 % de la superficie dedicada a la agricultura en España). Mapa realizado a partir de la cartografía de usos de suelos CORINE de 1991 y del mapa de suelos del IGN de 1992.

8.5.2. Abandono de cultivos

En la actualidad, tanto la estructura como la dinámica de los montes mediterráneos contienen la impronta de los efectos heredados de los antiguos usos del territorio. La gran extensión de territorios ocupados por vegetación colonizadora, básicamente en zonas agrícolas abandonadas, determina que muchos de nuestros suelos forestales puedan encontrarse en fases agradativas, mientras que en áreas con limitaciones severas de la productividad forestal (por ejemplo áreas de alta recurrencia de incendios o en climas semiáridos) pueden prevalecer los procesos degradativos.

El abandono de cultivos en tierras de productividad marginal ofrece la posibilidad de aumentar el secuestro de C mediante su transformación a bosques o matorrales. No obstante, en clima semiárido el abandono puede degenerar en mayor degradación si no se gestiona la restauración de los ecosistemas. En condiciones de clima mediterráneo seco subhúmedo, el aumento de vegetación, y de combustible, favorece la propagación de los incendios forestales. Por lo tanto, el abandono de cultivos ofrece posibilidades de gestión para contrarrestar los impactos del cambio climático pero también para evitar la degradación de las tierras abandonadas.

8.5.3. Forestación/reforestación

Los planes de forestación de los países mediterráneos tienen entre sus objetivos principales la protección del suelo. De hecho, en España, ya desde finales del siglo XIX se documentan trabajos importantes de restauración forestal con fines protectores de cuencas que sufrían frecuentes inundaciones (Gómez 1992).

En estadios tempranos de la sucesión, el suelo es el factor crítico que controla el desarrollo de los ecosistemas (Bradshaw 1997). En situaciones en las que el recubrimiento del suelo es muy bajo (menos del 30%), se puede entrar en una espiral de degradación. En estas condiciones conviene actuar ya sea a partir de la mejora directa del suelo (aplicaciones de enmiendas orgánicas, acolchados) y/o a partir de la introducción de especies (tanto leñosas como herbáceas) resistentes a tal situación (siembras, plantaciones, introducción de plantas micorrizadas) que a partir de sinergias puedan revertir la degradación del suelo (Vallejo *et al.* 2003). La revegetación es el medio más eficaz para el control de la degradación del suelo en tierras yermas. La baja disponibilidad de agua característica del clima mediterráneo puede verse exacerbada en un contexto de suelos degradados en los que se favorece la formación de la costra superficial (Maestre *et al.* 2002) y la desestructuración (Caravaca *et al.* 2002) del suelo que dificultan la infiltración y la capacidad de retención de agua del suelo. En los suelos agrícolas la formación de la costra superficial puede reducir la productividad de los cultivos (Amezketta *et al.* 2003). Por este motivo, tanto la gestión agrícola de los suelos mediterráneos como los trabajos de restauración y recuperación de suelos degradados concentran una buena parte de sus esfuerzos en la mejora de las propiedades físicas del suelo (Caravaca *et al.* 2002, Bellot *et al.* 2001, Querejeta *et al.* 2000). No obstante, prácticas inadecuadas de restauración forestal pueden dar lugar a la degradación del suelo.

Se sabe que la introducción de determinadas especies puede favorecer las condiciones del suelo. En ocasiones, dichas especies pueden incluso facilitar la implantación de otras especies en su área de influencia (facilitación) (Pugnaire *et al.* 1996, Maestre *et al.* 2001, Castro *et al.* 2002, Caravaca *et al.* 2003a). El uso de enmiendas orgánicas conjuntamente con la introducción de plantas han facilitado la recuperación de la vegetación y, en definitiva, han contribuido a la mejora de los suelos. En algunos casos se ha visto que la introducción de determinados organismos (inoculación de micorrizas) puede mejorar ligeramente el resultado de las aplicaciones de las enmiendas orgánicas por si solas tanto en relación al crecimiento de las plantas como en relación a la calidad del suelo (García *et al.* 2000, Caravaca *et al.* 2002, Caravaca *et al.* 2003b). Macías *et al.* (2001) han demostrado la eficacia de la revegetación con especies de crecimiento rápido (eucaliptos) en el secuestro de C en escombreras.

8.6. REPERCUSIONES SOBRE OTROS SECTORES O ÁREAS

En la medida en que el suelo es el soporte básico de la producción primaria, la degradación de los mismos tendrá un considerable impacto en el funcionamiento de los ecosistemas terrestres, incluyendo los sectores productivos agrícola, ganadero y forestal. Por otra parte, cuando la degradación es severa se hace prácticamente irreversible, requiriéndose enormes inversiones de energía para recuperar la productividad de los suelos. Además del impacto directo en los ecosistemas terrestres, la degradación del suelo en forma de erosión, salinización o contaminación puede ejercer impactos negativos en otros sistemas, como aguas continentales (colmatación de embalses por ejemplo) y obras públicas.

8.7. PRINCIPALES INCERTIDUMBRES Y DESCONOCIMIENTOS

La mayoría de análisis realizados a lo largo del capítulo presentan incertidumbres en grado variable. La tabla 8.5 sintetiza el grado de fiabilidad de los impactos.

Tabla 8.5. *Síntesis de los impactos directos previsibles del cambio climático en el suelo y su grado de fiabilidad. (mf): muy fiable, (fi): fiabilidad intermedia, (i): incierto. + : el impacto supone un aumento; -: el impacto supone una disminución; 0: no se espera un efecto significativo.*

Variables asociadas al cambio climático	Contenido en materia orgánica	Erosión del suelo	Salinización	Biomasa microflora y fauna	fertilidad
Aumento del CO ₂	+ (i)	-(i)	0 (mf)	0 (fi)	- (i)
Aumento de la temperatura	- (mf)	+ (i)	+(mf)	- (i)	+ (i)
Aumento de la sequía	- (mf)	+ (mf)	+(mf)	- (fi)	- (i)

Aparte de las incertidumbres asociadas a las proyecciones climáticas y socioeconómicas, en relación directa con el suelo destacaríamos:

- Los impactos del cambio climático en el suelo interaccionan de forma muy significativa con el uso y manejo del suelo. Dichas interacciones y la evolución de los factores socioeconómicos que regularán los tipos de uso y las prácticas de manejo constituyen importantes incertidumbres.
- Muchos de los estudios de base utilizados para estimar el impacto del cambio climático sobre la capacidad de producción y los riesgos de degradación de los suelos se han realizado en otros países de condiciones semejantes. Queda, por lo tanto, la incertidumbre del grado de aplicabilidad de dichas observaciones a las condiciones de los suelos españoles.

8.8. DETECCIÓN DEL CAMBIO

En España no existen muchos estudios que aporten datos propios sobre los procesos edáficos asociados a cambios del clima, aunque existe una posibilidad potencial de analizar e interpretar determinados archivos históricos de suelos que pueden aportar una valiosa información sobre las tendencias de cambio en los contenidos en OC del suelo, por lo menos desde los años 1940-50 en que fueron realizados estudios cartográficos de suelos a escala 1:50.000, donde figuran localizados los puntos de muestreo y tabulados sus contenidos en OC. Posteriormente, en torno a los años 60-70 se iniciaron otras cartografías de suelos (p.e. los mapas de clases agrológicas del MAPA) donde igualmente figuran muestreos y tablas de datos de suelos españoles. Finalmente, en los años 90 el Proyecto LUCDEME realiza otra cartografía sistemática de los suelos españoles del área mediterránea y semiárida. Si a esto se añade los innumerables estudios locales o de comarcas, realizados en estos últimos cincuenta años, nos encontraríamos con un elevado conjunto de datos, que debidamente analizados y depurados, podrían aportar una buena información sobre las tendencias de cambio en el contenido en OC de los suelos bajo diferentes condiciones climáticas y de tipos de uso y manejo.

La red de estaciones experimentales permanentes (RESEL, Rojo y Sánchez 1996) mantenida por el Ministerio de Medio Ambiente supone una iniciativa muy útil en esta línea.

Sugerencias para mejorar el seguimiento

Existen abundantes bases de datos locales sobre caracterización de suelos, especialmente referidos a resultados de análisis agrícolas. La dificultad estriba en su dispersión, dificultad de acceso y que los formatos de los datos serán heterogéneos y poco manejables informáticamente. La homogeneización de esta información sería de gran valor para mejorar nuestro conocimiento de los suelos españoles. Para ello, se recomienda la utilización de bases de datos universales, tales como la base de datos de FAO-CSIC (2003), SDBmPlus: Multilingual Soil Profile Database, en la recogida de la información sobre perfiles de suelo (datos y metadatos).

No existen estudios sobre monitorización de suelos de suficiente antigüedad y continuidad como para poder establecer tendencias de evolución o degradación del suelo. Sin embargo, ya hay una experiencia contrastada sobre la aplicación y validez de diferentes modelos que permiten realizar predicciones de erosión a partir de parámetros climáticos, edáficos y de uso del suelo, como es el caso de modelos tipo USLE, RUSLE, EUROSEM, LISEM, KYNERS, WEPP, etc. Por ello, conociendo la evolución esperada con el cambio climático para dichos parámetros, sería posible llegar a realizar predicciones de la erosión con una seguridad razonable. Debe, por tanto, prestarse más atención y apoyo a los escasos experimentos de larga duración existentes en España, así como al mantenimiento de las colecciones de muestras de suelo.

En relación con el seguimiento del contenido en OC del suelo, las complejas interacciones entre los efectos del cambio climático y de los cambios en los usos de los suelos, con el añadido de la heterogeneidad espacial intrínseca del OC del suelo, hacen muy difícil la detección del cambio, especialmente en relación al clima. Por lo tanto, los seguimientos en parcelas permanentes deberían ser a largo plazo e incluir gradientes climáticos y de usos de suelos. El seguimiento del impacto del cambio climático requeriría intervalos de muestreo de al menos 10 años, aunque el seguimiento de los efectos de los cambios de usos de suelos requeriría intervalos de muestro mucho más cortos. El seguimiento debería considerar, además del OC del suelo, otras propiedades que se ven influidas por la materia orgánica, con el objeto de obtener una visión integrada de los impactos en otras funciones relevantes del suelo.

Para afrontar los retos que supone el cambio climático relacionados con el suelo es necesario disponer de una serie de información y herramientas que permitan por una parte detectar los cambios producidos y, por otra, realizar proyecciones (escenarios) como herramienta de soporte a la gestión y prevención de su impacto. Recogiendo y completando las propuestas de la Estrategia Europea de Protección de Suelos, se sugieren las siguientes medidas:

- Información de base. La disponibilidad de estos datos es clave para la aplicación de modelos, los cuales permiten extrapolar y realizar proyecciones futuras
- Mapa de suelos a una escala apropiada, por ejemplo 1:50.000.
- Base de datos de suelos (perfiles) asociado a la cartografía. Recopilación de la información existente dispersa en instituciones a distintas escalas (estatal, regional, comarcal).
- Series temporales históricas. La recopilación de bases de datos puede ayudar a identificar series históricas de gran utilidad para entender los elementos que controlan los distintos procesos.
- Mejora del seguimiento
- Asegurar la continuidad de estaciones experimentales existentes, particularmente las que cubren un mayor período de tiempo.

- Identificar zonas o combinaciones de factores que no están recogidos en las estaciones experimentales existentes.
- Cabe considerar una red más ambiciosa de seguimiento del OC. En todo caso la escala temporal para detectar cambios es un elemento a tener en cuenta.
- En áreas susceptibles a la salinización y sodificación, se recomienda el seguimiento de los siguientes parámetros:
 - Conductividad eléctrica como indicador de salinización.
 - Tasa de absorción de sodio (SAR) como indicador de sodificación.
- Seguimiento de la erosión. Dada la dificultad y coste económico que representa el seguimiento de la erosión del suelo, se propone una aproximación basada en indicadores y modelos.
 - La superficie con riesgo de erosión se propone como un indicador del estado de la erosión del suelo.
 - La calibración y validación de modelos requiere de las medidas de las tasas de erosión reales en campo. Se recomienda utilizar primero las estaciones experimentales existentes y sólo aumentar el número de estaciones donde no hay datos suficientes.
 - Selección de estaciones experimentales (parcelas y cuencas): las zonas seleccionadas deben tener un riesgo moderado a alto de erosión y ser representativos de una zona agro-ecológica.
 - Interpolación de resultados desde las medidas locales a zonas más amplias: para evaluar el estado de la erosión del suelo en áreas donde no hay datos mientras se analiza con detalles qué factores locales afectan a la erosión del suelo.
 - Otra información complementaria relevante:
 - Cartografía de las evidencias de erosión observables.
 - Medidas continuas del transporte de sedimentos en los aforos de microcuencas.
 - Medidas de deposición de sedimentos en embalses, balsas y lagos. Dado que la erosión del suelo es muy variable en el tiempo y el espacio, las medidas de erosión deben ser continuas. A partir de las medidas a largo plazo, se pueden obtener valores medio, por ejemplo en periodos de 10 años.

8.9. IMPLICACIONES PARA LAS POLÍTICAS

Puesto que el suelo es la base física de la mayor parte de las actividades humanas, es inevitable la confluencia de intereses o de funciones que se le asignan. La gestión de esta complejidad no es sencilla, sin embargo el reconocimiento de la necesidad de integrar los aspectos ambientales en las políticas, con el fin de aproximarse a un desarrollo sostenible, está impulsando la aparición de nuevos mecanismos para optimizar la gestión de los recursos. Ello queda reflejado, a nivel europeo, con la elaboración de la *Estrategia Europea de Conservación de Suelos* que debe poner las bases para el desarrollo de normativas europeas sobre conservación y uso sostenible de suelos.

Tal como se recoge en los documentos preparatorios de la *Estrategia*, la planificación del territorio es un elemento clave. De acuerdo con los datos presentados en el presente informe se considera que la calidad del suelo debería tomarse en consideración en los planes urbanísticos y en cualquier reclasificación de usos. En el momento presente, una parte importante de los suelos de mejor calidad (productividad) están desapareciendo por sellado (construcción) en áreas periurbanas de las grandes conurbaciones.

La Política Agraria Común (PAC), con sus medidas agro-ambientales, promueve prácticas de manejo sostenible de los suelos cultivados. También ha promovido en el pasado reciente el abandono de cultivos marginales y su forestación (Reg. 2080/92 y 1257/1999), con un objetivo

ambiental (complementario al objetivo primario de mantener las rentas en el sector agrario). La reforma de la PAC ofrece posibilidades de mejorar la conservación de suelos y aumentar la fijación de carbono.

El Plan Forestal Español y los correspondientes a las autonomías están incorporando la fijación de carbono entre sus objetivos.

8.10. PRINCIPALES NECESIDADES DE INVESTIGACIÓN

En España no se ha llevado a cabo una labor generalizada y continuada de reconocimiento de los suelos. Esta falta de información básica sobre la variabilidad geográfica de los suelos se pone particularmente de manifiesto en el caso de tratar de precisar el impacto del cambio climático. Por consiguiente, deberían promoverse estudios básicos a largo plazo para intentar detectar las tendencias en la evolución de los suelos y sus respuestas a las perturbaciones y al cambio climático, especialmente en relación con los eventos de baja periodicidad. Una primera necesidad básica sobre los recursos edáficos es el inventariado de los mismos a una escala útil a la gestión (al menos 1:50.000), sobre el cual plasmar la evaluación de su estado, planificar su gestión y proyectar las tendencias de cambio.

Los nuevos estudios de reconocimiento, evaluación y monitorización de los suelos darían especial importancia a seleccionados indicadores de la calidad del suelo, tales como las propiedades hídricas (por ejemplo S-theory, Dexter 2004).

Sobre los efectos del cambio climático en el OC del suelo, serían necesarios estudios donde se analizarán conjuntamente los efectos de la elevación del CO₂ atmosférico y cambios de temperatura y precipitación. En relación con las medidas de mitigación, es necesario reforzar la investigación sobre la utilización de enmiendas orgánicas y la influencia de su calidad, junto a otras técnicas de gestión del suelo, para aumentar su capacidad de secuestro de OC, tomando en consideración el papel de la actividad y diversidad biológica del suelo.

Sería necesaria la investigación en sistemas informáticos que faciliten la transferencia de la información y el conocimiento sobre los recursos edáficos a los políticos y los usuarios directos del territorio, tanto para los escenarios actuales como para aquellos de cambio climático. Los sistemas de apoyo a la toma de decisiones en la planificación de usos de suelos, así como en la formulación de prácticas de manejo a la medida de cada suelo (por ejemplo MicroLEIS DSS, De la Rosa *et al.* 2004), constituyen ya una realidad con extraordinarias posibilidades de aplicación y adaptación.

8.11. BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez R. y Lavado R.S. 1998. Climate, organic matter and clay content relationships in the Pampa and Chaco soils, Argentina. *Geoderma* 83: 127-141.
- Álvarez R., Santanatoglia O.J. y García R. 1995. Effect of temperature on soil microbial biomass and its metabolic quotient in situ under different tillage systems. *Biology and Fertility of Soils* 19: 227-230.
- Amezaga I., Gonzalez Arias A., Domingo M., Echeandía A. y Onoindia M., 1997. Atmospheric deposition and canopy interactions from conifer and deciduous forests in northern Spain. *Water Air and Soil Pollution* 97(3-4): 303-313.
- Amezketta E., Aragués R., Pérez P., Bercero A. 2003. Techniques for controlling soilusting and its effect on corn emergence and production. *Spanish Journal of Agricultural Research* 11: 101-110.
- Bautista S., Abad N., Llovet J., Bladé C., Ferran A., Ponce J.M., Caturla R.N., Alloza J.A., Bellot J. y Vallejo V.R., 1996. Siembra de herbáceas y aplicación de *mulch* para la conservación

- de suelos afectados por incendios forestales. En: Vallejo, V.R. (ed.). La restauración de la cubierta vegetal en la Comunidad Valenciana. CEAM, Valencia. Pgs. 395-434.
- Barral M.T. y Díaz-Fierros F. 1999. Los suelos de Galicia. En: Geografía General de Galicia. Tomo XVII. Hércules Ed. A Coruña.
- Batjes N.H. y Sombroek W.G. 1997. Possibilities for carbon sequestration in tropical and subtropical soils. *Global Change Biology* 3: 161-173.
- Bellot J. y Escarré A. 1991. Chemical characteristics and temporal variations of nutrient in throughfall and stemflow of three species in a Mediterranean holm oak forest. *Forest Ecology and Management* 41: 125-135.
- Bellot J., Bonet A., Sánchez J.R. y Chirino E. 2001. Likely effects of land use changes on the runoff and aquifer recharge in a semiarid landscape using a hydrological model. *Landscape and Urban Planning* 55(1): 41-53.
- Berg B., Albrektson A., Berg M.P., Cortina J., Johansson M., Gallardo A., Madeira M., Pausas J., Kratz W., Vallejo R. y McClaugherty C. 1999. Amounts of litter fall in some pine forests in a European transect, in particular Scots pine. *Annals of Forest Science* 56: 625-639.
- Binkley D. y Giardina C. 1997. Nitrogen fixation in tropical forest plantations. En: Nambiar E.K.S. y Brown A. (eds.), *Management of Soil, Nutrients and Water in Tropical Plantation Forest*, CSIRO/ACIAR, Canberra, Australia. pgs. 297-237.
- Bol R., Bolger T., Cully R. y Little D. 2003. Recalcitrant soil organic material mineralize more efficiently at higher temperatures. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 166, 300-307.
- Bottner P., Coûteaux M.M. y Vallejo V.R. 1995. Soil organic matter in Mediterranean-type ecosystems and global climate changes: A case study - The soils of the Mediterranean basin. En: Moreno J.M. y Oechel W.C. (eds.). *Global Change and Mediterranean Type Ecosystems*. Ecological Studies 117, Springer Verlag, N.Y.
- Bottner P., Coûteaux M.M., Anderson J.M., Berg B., Billès G., Bolger T., Casabianca H., Romanyà J. y Rovira P. 2000. Decomposition of ¹³C-labelled plant material in a European 65-40° latitudinal transect of coniferous forest soils: simulation of climate change by translocation of soils. *Soil Biology y Biochemistry* 32, 527-543.
- Bradshaw A.D. 1997. The importance of soil ecology in restoration science. In: Urbanska K.M, Webb N.R. y Edwards P.J. (eds.). *Restoration Ecology and Sustainable Development*. Cambridge University Press, Melbourne. Pgs. 33-65.
- Calvo de Anta R., Macías F. y Rivero, A. 1992. Aptitud agronómica de los suelos de la provincia de La Coruña. Diputación Provincial de A Coruña. Coruña.
- Camarero L., Masque P., Devos W., Ani-Ragolta, I., Catalán, J., Moor, H.C., Pla, S. y Sánchez-Cabeza, J. A. 1998. Historical variations in lead fluxes in the Pyrenees (Northeast Spain) from a dated lake sediment core. *Water Air and Soil Pollution* 105(1-2): 439-449.
- Camarero L. y Catalán J. 1993. Chemistry of bulk precipitation in the central and eastern Pyrenees, northeast Spain. *Atmospheric Environment Part A General Topics* 27(1): 83-94.
- Caravaca F., Alguacil M.M., Figueroa D., Barea J.M. y Roldán, A. 2003a. Re-establishment of *Retama sphaerocarpa* as a target species for reclamation of soil physical and biological properties in a semi-arid Mediterranean area. *Forest Ecology and Management* 182: 49-58.
- Caravaca F., Figueroa D., Roldán A. y Azcón-Aguilar C. 2003b. Alteration in rhizosphere soil properties of afforested *Rhamnus lycioides* seedlings in short- term response to mycorrhizal inoculation with glomus intradices and organic amendment. *Environmental Management* 31(3): 412-420.
- Caravaca F., García C., Hernández M.T. y Roldán A. 2002. Aggregate stability changes after organic amendment and mycorrhizal inoculation in the afforestation of a semiarid site with *Pinus halepensis*. *Applied Soil Ecology* 19(3): 199-208.
- Carrera G., Fernández P., Grimalt J.O., Ventura M., Camarero L., Catalán J., Nickus U., Thies H. y Psenner R. 2002. Atmospheric deposition of organochlorine compounds to remote high mountain lakes of Europe. *Environmental Science y Technology* 36(12): 2581-2588.

- Casals P., Romanya J., Cortina J., Bottner P., Couteaux M.M. y Vallejo V.R. 2000. CO₂ efflux from a Mediterranean semi-arid forest soil. I. Seasonality and effects of stoniness. *Biogeochemistry*: 48, 261-281.
- Castro J., Zamora R., Hodar J. A. y Gómez J.M. 2002. Use of shrubs as nurse plants: A new technique for reforestation in Mediterranean mountains. *Restoration Ecology* 10(2): 297-305.
- CEC (Commission of the European Communities), 1985. Soil map of the European Communities 1: 1.000.000. Directorate General for Agriculture 1985 Louxemburg.
- Comisión Europea, 2002. Comunicación de la Comisión al Consejo, el Parlamento Europeo, el Comité Económico y social y el Comité de las regiones. Hacia una estrategia temática para la protección del suelo. COM (2002) 179 final. Bruselas, 39 pp.
- Coûteaux, M.M., Bottner, P., Anderson, J.M., Bolger, T., Casals, P., Romanyà, J., Thiéry, J.M. y Vallejo, V.R., 2000. Decomposition of ¹³C-labelled standard plant material in a latitudinal transect of European coniferous forests : Differential impact of climate on the decomposition of soil organic matter components. *Biogeochemistry* 54 (2) : 147-170.
- Coûteaux M.M., Mousseau M., Célerier M.L. y Bottner P. 1991. Increased atmospheric CO₂ and litter quality: decomposition of sweet chestnut leaf litter with animal food web of different complexity. *Oikos* 61: 54-64.
- Davidson E.A. y Ackerman I.L. 1993. Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry*. 20: 161-193.
- De Angelis P., Chigwerewe K.S. y Scarascia Mugnozza G.E. 2000. Litter quality and decomposition in a CO₂-enriched Mediterranean forest ecosystem. *Plant and Soil* 224: 31-41.
- De la Rosa D. (Coord.) 2001. SEISnet: Sistema Español de Información de Suelos en Internet. *Edafología* 8: 45-56.
- De la Rosa D., Cromptvoets J., Mayol F. y Moreno J.A. 1996. Land Vulnerability Evaluation and Climate Change Impacts in Andalucía, Spain. *International Agrophysics Journal* 10: 225-238.
- De la Rosa D., Mayol F., Diaz-Pereira E., Fernández M. y De la Rosa D. Jr. 2004. A Land Evaluation Decision Support System (MicroLEIS DSS) for Agricultural Soil Protection. *Environmental Modelling y Software*: 19, 929-942. <http://www.microleis.com>.
- Dexter A.R. 2004. Soil Physical Quality. Part I. Theory, effects of soil texture, density and organic matter, and effects on root growth. *Geoderma* (en prensa).
- Dirección General de Desarrollo Rural. 2001. Plan Nacional de Regadíos. Horizonte 2008. MAPA, Madrid.
- FAO. 2002. Agricultura mundial: hacia los años 2015/2030. Roma.
- FAO-CSIC. 2003. The Multilingual Soil Profile Database (SDBmPlus). FAO Land and Water Digital Media Series No. 23. CD-ROM. Rome.
- Fernández-Sanjurjo M.J., Fernández Vega V. y García-Rodeja E. 1997. Atmospheric deposition and ionic concentration in soils under pine and deciduous forests in the river Sor catchment (Galicia, NW Spain). *Science of the Total Environment* 204(2): 125-134.
- Freckman D.W., Blackburn T.W., Brussaard L., Hutchings P., Palmer M.A. y Snelgrove P.V.R. 1997. Linking biodiversity and ecosystem functioning of soils and sediments. *Ambio* 26: 556-562.
- García C., Hernández T., Roldán A., Albadalejo J. y Castillo V. 2000. Organic amendment and micorrhizal inoculation as a practice in afforestation of soils with *Pinus halepensis* Miller: effect on their microbial activity. *Soil Biology and Biochemistry* 32: 1173-1181.
- Gómez J. 1992. Ciencia y política de los montes españoles 1848-1936. ICONA, Madrid.
- González-Pérez J.A., González-Vila F.J., Almendros G. 2004. The effect of fire on soil organic matter - a review. *Environment International* 30: 855-870.
- González J.A., González-Vila F.J., Polvillo O., Almendros G., Knicker H., Salas F. y Costa J.C. 2002. Wildfire and black carbon in Andalusian Mediterranean forest. En: Viegas, D.X. (ed.). *Forest Fire Research y Wildland Fire Safety*. Millpress, Rotterdam.

- González-Vila F.J. y Almendros G. 2003. Thermal transformation of soil organic matter by natural fires and laboratory-controlled heatings. En: Ikan R. (ed.). *Natural and Laboratory Simulated Thermal Geochemical Processes*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Grande Covián, R. 1967. Las marismas del Guadalquivir y su rescate, vol. 5 29. Ministerio de Agricultura, Madrid.
- Gutiñas E., Leiros M.C., Trasar-Cepeda C., García-Fernández F. y Gil Sotres F. 2000. Laboratory study of soil matter mineralization in a temperate forest soil. 10th International Humic Substances Society. Toulouse.
- Harte J., Rawa A. y Price V. 1996. Effects of manipulated soil microclimate on mesofaunal biomass and diversity. *Soil Biology y Biochemistry* 28: 313-322.
- Hontoria C., Rodríguez Murillo J.C. y Saa A. 1999. Relationships between soil organic carbon and site characteristics in peninsular Spain. *Soil Science Society of America Journal* 63: 614-621.
- Hungate B.A., Holland E.A., Jackson R.B., Stuart Chapin III F., Mooney H.A. y Field C.B. 1997. The fate of carbon in grasslands under carbon dioxide enrichment. *Nature* 388, 576-579.
- Ibáñez J.J., Lledó M.J., Sánchez J.R. y Rodà, F. 1999. Stand structure, aboveground biomass and production. En: Rodà F., Retana J., Gracia C.A. y Bellot J. (eds). *Ecology of Mediterranean evergreen oak forests*. Ecological Studies, vol. 137. Springer-Verlag, Berlin. Pgs. 31-45.
- Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123: 1-22.
- Lal R. y Kimble J.M. 1998. Soil Conservation for Mitigating the Greenhouse Effect. En: Blume H. *et al.* (eds.). *Towards Sustainable Land Use*. Vol. I. *Advances in Geoecology* 31, Catena Verlag. Reiskirchen. Pgs. 185-192.
- Lal R., Kimble J., Follett R.F. y Cole C.V. 1998. *The Potential for U.S. Cropland to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect*. Sleeping Bear Press, Ann Arbor, MI.
- Levine J.S. 1996. FireSat and the global monitoring of biomass burning. En: Levine, J.S. (ed.). *Biomass Burning and Global Change Volume 1*. The MIT Press, Cambridge, Massachusetts.
- Macías F., Gil Bueno A. y Monterroso, C. 2001. Fijación de carbono en biomasa y suelos de mina revegetados con cultivos energéticos. En: Montes para la Sociedad del Nuevo Milenio. III Congreso Forestal Español. Mesas 1 y 2. 524-527. SECF, Granada.
- Maestre F.T., Bautista S., Cortina J. y Bellot J. 2001. Potential for using facilitation by grasses to establish shrubs on a semiarid degraded steppe. *Ecological Applications* 11(6): 1641-1655.
- Maestre F.T., Huesca M., Zaady E., Bautista S. y Cortina J. 2002. Infiltration, penetration resistance and microphytic crust composition in contrasted microsites within a Mediterranean semi-arid steppe. *Soil Biology and Biochemistry* 34(6): 895-898.
- Marcos E., Calvo L. y Luis-Calabuig, E. 2003. Effects of fertilization and cutting on the chemical composition of vegetation and soils of mountain heathlands in Spain. *Journal of Vegetation Science* 14(3): 417-424.
- Martínez Mena M., Álvarez J., Castillo V. y Albadalejo J. 2002. Organic carbon and nitrogen losses influenced by vegetation removal in a semiarid mediterranean soil. *Biogeochemistry* 61(3): 309-321.
- McGee E.J. y Vallejo V.R. 1996. Long range transport and soil interception of atmophile elements on a transect across the Pyrenees. En: Borrell P.M., Cvitass, T., Kelly K. y Seiler W. (eds.). *Proceedings of EUROTRAC Symposium '96*. Computational Mechanics Publ., Southampton.
- Millán, M., Estrela, M.J. y Miró, J. 2004 (In press). Rainfall components: variability and spatial distribution in a Mediterranean Area (Valencia Region). *Journal of Climate*.
- Moreno F., Cabrera F., Andreu L., Vaz R., Martín-Aranda, J. y Vachaud, G. 1995. Water movement and salt leaching in drained and irrigated marsh soils of southwest Spain. *Agricultural Water Management* 27: 25-44.
- Moreno G. y Gallardo J. F. 2002. Atmospheric deposition in oligotrophic *Quercus pyrenaica* forests: Implications for forest nutrition. *Forest Ecology and Management* 171(1-2): 17-29.

- Moscatelli M.C., Fonck M., De Angelis P., Larbi H., Macuz A., Rambelli A. y Grego S. 2001. Mediterranean natural forest living at elevated carbon dioxide: soil biological properties and plant biomass growth. *Soil Use and Management* 17: 195-202.
- Nearing M.A Pruski F.F. y O'Neal M.R. 2004. Expected climate change impacts on soil erosion rates: a review. *Journal of Soil and Water Conservation* 59(1): 43-50.
- Panikov N.S. 1999. Understanding and prediction of soil microbial community dynamics under global change. *Applied Soil Ecology* 11: 161-176.
- Parshotam A., Saggar S., Tate K. y Parfitt R. 2001. Modelling organic matter dynamics in New Zealand soils. *Environment International* 27(2-3): 111-119.
- Paustian K., Elliott E.T., Peterson G.A. y Killian K. 1996. Modelling climate, CO₂ and management impacts on soil carbon in semi-arid agroecosystems. *Plant and Soil* 187: 351-365.
- Peñuelas J., Filella I. Tognetti R. 2001. Leaf mineral concentrations of *Erica arborea*, *Juniperus communis* and *Myrtus communis* growing in the proximity of a natural CO₂ spring. *Global Change Biology* 7: 291-307.
- Peñuelas J., Gordon C., Llorens L., Nielsen T., Tietema A., Beier C., Bruna P., Emmett B., Estiarte M. y Gorissen A. 2003. Non-intrusive field experiments show different plant responses to warming and drought among sites, seasons and species in a North-South European gradient. *Ecosystems* 7(6): 598-612.
- Pérez-Trejo F., 1992. Desertification and land degradation in the European Mediterranean. Report EUR 14850, European Commission, Brussels.
- Piñol J., Terradas J. y Lloret F. 1998. Climatic warming hazard, and wildfire occurrence in coastal eastern Spain. *Climatic Change* 38: 345-357.
- Pugnaire F.I., Haase P. y Puigdefábregas J. 1996. Facilitation between higher plants species in a semiarid environment. *Ecology* 75: 1420-1426.
- Querejeta J.I., Roldán A., Albaladejo J. y Castillo V. 2000. Soil physical properties and moisture content affected by site preparation in the afforestation of a semiarid Rangeland. *Soil Science Society of America Journal* 64(6): 2087-2096.
- Raupach M.R., Canadell, J.G., Bakker, D.C.E., Ciais, P., Sanz, M.J., Fang, J-Y., Melillo, J.M., Lankao, P.R., Santhaye, J.A., Schulze, E.-D., Smith, P., Tschirley, J. 2003. Interactions between CO₂ Stabilization Pathways and requirements for a Sustainable Earth System, pp 131-162 in SCOPE 62: The Global Carbon Cycle: Interacting Humans, Climate, and the Natural World, Edited by Christopher B.F. y Michael R.R., Island Press.
- Renard K.G. y Freidmund J.R. 1994. Using monthly precipitation data to estimate the R factor in the revised USLE. *Journal of Hydrology* 157: 287-306.
- Rey A., Pegoraro E., Tedeschi V., de Parri I., Jarvis P.G. y Valentini, R. 2002. Annual variation in soil respiration and its components in a coppice oak forest in Central Italy. *Global Change Biology* 8: 851-866.
- Ringius L. 1999. Soil Carbon Sequestration and the CDM: Opportunities and challenges for Africa. CICERO Report. UNEP Collaborating Centre on Energy and Environment (UCCEE). Oslo.
- Rodà F., Ávila A. y Rodrigo, A. 2002. Nitrogen deposition in Mediterranean forests. *Environmental Pollution* 118 (2): 205-213.
- Rodríguez-Murillo J.C. 2001. Organic carbon content under different types of land use and soil in peninsular Spain. *Biology and Fertility of Soils* 33: 53-61.
- Rojo L. y Sánchez Fuster M.C. 1996: Red de Estaciones Experimentales de seguimiento y evaluación de la erosión y desertificación. LUCDEME (RESEL) Catálogo de Estaciones. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 121 pp.
- Romanyà J. y Vallejo V.R. 1995. Nutritional status and deficiency diagnosis of *Pinus radiata* plantations in Spain. *Forest Science* 422: 192-197.
- Romanyà J. y Vallejo V.R. 2004. Productivity of *Pinus radiata* plantations in Spain in response to climate and soil. *Forest Ecology and Management* (en prensa).
- Romanyà J., Casals P. y Vallejo V.R. 2001. Short term-effects of FIRE on soil nitrogen availability in Mediterranean grasslands and shrublands growing in old fields. *Forest Ecology and Management* 147: 39-53.

- Romanyà J., Cortina J., Falloon P., Coleman K. y Smith P. 2000. Modelling changes in soil organic matter after planting fast-growing *Pinus radiata* on Mediterranean agricultural soils. *European Journal of Soil Science* 51: 627-641.
- Rovira P. 2001. Descomposició i estabilització de la matèria orgànica als sòls forestals de la mediterrània: qualitat, protecció física i factor fondària. Tesis doctoral, Universitat de Barcelona.
- Sánchez B. y Dios R. (eds.) 1995. Estudio agrobiológico de la provincia de Ourense. C.S.I.C. Pontevedra.
- Sánchez-Rodríguez F., Rodríguez-Soalleiro R., Español E., López C.A. y Merino A. 2002. Influence of edaphic factors and tree nutritive status on the productivity of *Pinus radiata* D. Don plantations in northwestern Spain. *Forest Ecology and Management* 171: 181-189.
- Sanz M.J., Carratala A., Gimeno C. y Millan M.M. 2002. Atmospheric nitrogen deposition on the east coast of Spain: Relevance of dry deposition in semi-arid Mediterranean regions. *Environmental Pollution* 118(2): 259-272.
- Scheu S. y Wolters V. 1991. Influence of fragmentation and bioturbation on the decomposition of ¹⁴C-labelled beech leaf litter. *Soil Biology and Biochemistry* 23: 1029-1034.
- Serrasolses I. y Vallejo V.R., 1999. Soil fertility after fire and clear-cutting. En: Rodà F., Retana J., Gracia C.A. y Bellot J. (eds.). *Ecology of Mediterranean evergreen oak forests*. Springer-Verlag, Berlin. Pgs. 315-328.
- Setälä H. y Huhta V. 1990. Evaluation of the soil fauna impact on decomposition in a simulated coniferous forest soil. *Biology and Fertility of Soils* 10: 163-169.
- Smith, P., 2004. Soils as carbon sinks: the global context. *Soil Use and Management*, 20: 212-218.
- Soto B., Benito E. y Díaz-Fierros F. 1991. Heat-induced degradation processes in forest soils. *International Journal of Wildland Fire* 1(3): 147-152.
- Soto B. y Díaz-Fierros F. 1998. Runoff and soil erosion from areas of burnt scrub: comparison of experimental results with those predicted by the WEPP model. *Catena* 31: 257-270.
- Squires V.R. 1998. Dryland Soils: Their potential as a sink for carbon and as an agent in mitigating climate change. En: Blume H. et al. (Eds.) *Towards Sustainable Land Use*. Vol. I. *Advances in Geoecology* 31, Catena Verlag. Reiskirchen. Pgs. 209-215.
- Tinker P.B. y Ineson P. 1990. Soil organic matter and biology in relation to climate change. En *Soils on a warmer earth*. Elsevier. Amsterdam.
- UNEP-EEA. 2000. Down to Earth: Soil Degradation and Sustainable Development in Europe. Environmental Issue Series No. 16. European Environmental Agency Pub. Copenhagen.
- USDA. 1987. Soil Taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. *Agricultural Handbook*, USDA. Washington, DC.
- Valdecantos A. 2001. Aplicación de fertilizantes orgánicos e inorgánicos en la repoblación de zonas forestales degradadas de la Comunidad Valenciana Tesis Doctoral. Universidad de Alicante.
- Vallejo V.R., Cortina J., Ferran A., Fons J., Romanyà J. y Serrasolsas 1998. Sobre els trets distintius dels sòls mediterranis. *Acta Bot. Barc.*, 45 (Homenatge a Oriol de Bolòs): 603-632.
- Vallejo V.R., 1999. Evaluation of soils for land use allocation. En: Golley F.B. y Bellot J. (eds.). *Rural Planning from an environmental systems perspective*. Springer-Verlag, New York. Pgs. 109-127.
- Vallejo R., Cortina J., Vilagrosa A., Seva J. P. y Alloza, J. A. 2003. Problemas y perspectivas de la utilización de leñosas autóctonas en la restauración forestal. En: Rey J.M., Espigares T. y Nicolau J.M. (eds.). *Restauración de ecosistemas mediterráneos*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Alcalá. Alcalá. Pgs. 11-42.
- Van Veen J.A., Liljeroth E., Lekkerkerk L.J.A. y Van de Geijn S.C. 1991. Carbon fluxes in plant-soil systems at elevated atmospheric CO₂ levels. *Ecological Applications* 1: 175-181.
- Vitousek P.M. 1992. Global environmental change: an introduction. *Annual Review in Ecology and Systematics* 23: 1-14.
- Vitousek P.M., Aber J.D., Howarth R.W., Likens G.E., Matson P.A., Schindler D.W., Schlesinger, W.H. y Tilman D.G. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications* 7: 737-750.

- West N.E., Stark J.M, Johnson D.W., Abrams M.M., Wight J.R., Heggem D. y Peck S. 1994. Effects of climate change on the edaphic features of arid and semiarid lands of Western North America. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 8, 307-651. ACCESS: Agro-climatic Change and European Soil Suitability. Science Research Development EUR 16826 EN, pgs. 1-28.
- Zaller J.G. y Arnone J.A. 1997. Activity of surface-casting earthworms in a calcareous grasslands under elevated atmospheric CO₂. *Oecologia* (Berlin) 111: 249-254.

